Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur

L'ours grizzli
Ursus arctos

Population de l'Ungava
Population de l'Ouest

au Canada

Population de l'Ungava - DISPARUE
Population de l'Ouest - PRÉOCCUPANTE
2012

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada

COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2012. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'ours grizzli (*Ursus arctos*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiv + 89 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEWIC. 2002. COSEWIC assessment and update status report on the Grizzly Bear *Ursus arctos* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vii + 91 pp.

Ross. P.I. 2002. Update COSEWIC status report on the grizzly bear *Ursus arctos* in Canada, *in* COSEWIC assessment and update status report on the Grizzly Bear *Ursus arctos* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 1-91 pp.

Banci, Vivian. 1991. Update COSEWIC status report on the Grizzly Bear *Ursus arctos* (Prairie, Alberta, British Columbia, Northwest Territories and Yukon Territory populations) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 188 pp.

Macey, Anne. 1979. Status Report on the Grizzly Bear *Ursus arctos horribilis* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 69 pp.

Note de production :
Le COSEPAC tient à remercier Philip D. McLoughlin d'avoir rédigé le rapport de situation sur l'ours grizzli (*Ursus arctos*) au Canada dans le cadre d'un contrat avec Environnement Canada. Justina Ray, coprésidente du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres du COSEPAC, a supervisé le présent rapport et en a fait la révision.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215
Téléc. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Grizzly Bear *Ursus arctos* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Ours grizzli — Photo d'Emily Court.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2012.
N° de catalogue CW69-14/166-2012F-PDF
ISBN 978-1-100-99264-8

Papier recyclé

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – mai 2012

Nom commun

Ours grizzli - Population de l'Ungava

Nom scientifique

Ursus arctos

Statut

Disparue

Justification de la désignation

Ce carnivore de grande taille existait en tant que population relicte sur la péninsule d'Ungava du nord du Québec et du Labrador jusqu'au 20e siècle. Il n'a pas été observé depuis au moins 1948, et il est peu probable qu'il soit remplacé grâce à la dispersion naturelle.

Répartition

Québec, Terre-Neuve-et-Labrador

Historique du statut

L'espèce a été considérée comme une unité et a été désignée « non en péril » en avril 1979. Division en deux populations en avril 1991 (population des Prairies et population du Nord-Ouest). En mai 2012, l'espèce entière a été ré-examinée et divisée en deux populations (populations de l'Ouest et de l'Ungava). La population de l'Ungava nouvellement définie a été désignée « disparue » en mai 2012.

Sommaire de l'évaluation – mai 2012

Nom commun

Ours grizzli - Population de l'Ouest

Nom scientifique

Ursus arctos

Statut

Préoccupante

Justification de la désignation

L'aire de répartition mondiale de ce gros carnivore a diminué de plus de 50 % depuis les années 1800, l'Ouest canadien représentant un noyau important de l'aire de répartition actuelle en Amérique du Nord. Espèce généraliste en matière d'habitat, sa répartition et son abondance en l'absence d'humains reposent en grande partie sur la productivité de l'habitat et les saisons. L'espèce est extrêmement sensible aux perturbations anthropiques et est exposée à un risque de mortalité élevé dans les zones d'activités humaines et là où des routes favorisent l'accès. Les estimations de population dans la majeure partie de l'aire de répartition sont extrêmement incertaines; la population canadienne est estimée à 26 000 individus, mais le nombre d'individus matures est incertain et pourrait être près de 10 000. Bien qu'il n'y ait pas de preuve d'un déclin dans la population globale au cours des 20 dernières années et qu'un nombre croissant de mentions indique une certaine expansion de l'aire de répartition de l'espèce dans le nord, un nombre de populations dans l'étendue sud de l'aire de répartition en Alberta et dans le sud de la Colombie-Britannique sont en déclin et il y a des préoccupations relativement aux taux de mortalité non durables dans ces régions et dans des parties du Yukon. Il y a de fortes indications de fragmentation génétique dans les parties sud de son aire de répartition, où certaines populations sont de plus en plus isolées et sujettes à une stochasticité démographique. Leur mauvais état dans certaines parties de l'aire de répartition, conjugué à leur taux de reproduction naturellement faible, aux pressions croissantes découlant de l'extraction des ressources et aux impacts cumulatifs dans les parties actuellement intactes de l'aire de répartition, intensifient les préoccupations à l'égard de cette espèce si ces pressions ne sont pas renversées avec succès.

Répartition

Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Nunavut, Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba

Historique du statut

L'espèce a été considérée comme une unité et a été désignée « non en péril » en avril 1979. Division en deux populations en avril 1991 (population des Prairies et population du Nord-Ouest). La population des Prairies a été désignée « disparue du pays » en avril 1991. Réexamen et confirmation du statut en mai 2000 et en mai 2002. La population du Nord-Ouest a été désignée « préoccupante » en avril 1991. Réexamen et confirmation du statut en mai 2002. En mai 2012, l'espèce entière a été ré-examinée et les populations des Prairies et du Nord-Ouest ont été considérées comme une unité. Cette population de l'Ouest nouvellement définie a été désignée « préoccupante » en mai 2012.

COSEPAC
Résumé

Ours grizzli
Ursus arctos

Population de l'Ungava
Population de l'Ouest

Description et importance de l'espèce sauvage

L'ours grizzli (*Ursus arctos*) serait issu d'Asie et aurait migré en Amérique du Nord il y a de 50 000 à 100 000 ans. Animal congénère de l'ours brun qui vit encore en Europe et en Asie, cet ursidé de grande taille atteint au Canada un poids de 100 à 150 kg dans le cas des femelles adultes et de 180 à 270 kg dans celui des mâles adultes. Le grizzli possède un crâne lourd de forme concave, une dentition caractéristique à la fois d'un prédateur et d'un herbivore (de grandes canines et des molaires pour broyer), un corps robuste, des pattes antérieures se terminant par de longues griffes ainsi que de puissants muscles dont il se sert pour creuser et qui lui donnent sa bosse caractéristique au-dessus des épaules. La couleur du pelage va du blond au presque noir, en passant par différents tons de brun, et l'extrémité des poils prend parfois une couleur argentée qui donne à l'animal une apparence grisonnante.

Dans les cultures occidentales et les cultures autochtones, le grizzli est un animal bien connu, révéré et parfois redouté. Il est souvent considéré comme une espèce phare ou une espèce parapluie pour l'élaboration de plans de conservation. Rares sont les mammifères qui incarnent la nature sauvage canadienne aux yeux d'un aussi grand nombre de personnes que le grizzli. L'espèce interagit directement avec les humains, cause des conflits perçus et réels au sujet des biens et peut mettre des vies humaines en péril. Même s'il est rarement chassé, cet animal représente un trophée très prisé. Le grizzli peut aussi occuper une place importante dans la chasse de subsistance chez certains groupes autochtones, à des fins tant alimentaires que culturelles.

Répartition

Le grizzli se rencontre au Canada, aux États-Unis, en Europe et en Asie. Sa présence est attestée par des mentions provenant de quelque 48 pays. De nombreuses populations eurasiennes sont insulaires, petites et en voie de disparition.

Tous les grizzlis encore vivants appartiennent à la population « de l'Ouest » (dont l'aire de répartition englobe la Colombie-Britannique, l'ouest de l'Alberta, le Yukon, les Territoires du Nord-Ouest, la partie continentale du Nunavut et certaines parties du sud-ouest de l'archipel arctique canadien, le nord de la Saskatchewan et le nord-est du Manitoba). Cette population occupe un territoire dont la superficie est estimée à $2{,}98 \times 10^6$ km^2. Les mentions indiquent une certaine expansion de la répartition du grizzli vers le nord et vers l'est dans les Territoires du Nord-Ouest, au Nunavut, dans le nord de la Saskatchewan et dans le nord du Manitoba, mais, en raison de l'absence de relevés systématiques permettant de suivre l'occupation au fil des ans, il est impossible de quantifier ces tendances. La population des Prairies, que le COSEPAC tenait antérieurement pour indépendante, est maintenant considérée comme ayant fait partie de la population de l'Ouest. Celle de l'Ungava, qui formait une unité distincte dans le nord du Québec et au Labrador à l'époque de la colonisation par les Européens, n'était pas reconnue par le COSEPAC avant le présent rapport.

Habitat

L'ours grizzli est une espèce généraliste du point de vue de l'habitat. Il se rencontre aussi bien au niveau de la mer que dans la zone alpine. L'espèce occupe des milieux divers : forêt pluviale côtière tempérée, toundra alpine, versant de montagne, forêt boréale de terrain élevé, taïga, prairie aride à la lisière des Prairies et dans le centre de la Colombie-Britannique et toundra arctique. L'association à l'habitat varie largement en fonction des saisons et dépend généralement de la végétation locale ainsi que des concentrations de proies. Dans les régions montagneuses, le grizzli entreprend parfois des migrations saisonnières en altitude.

Biologie

Espèce omnivore, le grizzli est bien adapté pour creuser, déraciner, brouter et chasser. Dans certaines régions, il devient un prédateur efficace de plusieurs espèces d'ongulés telles que l'orignal, le wapiti et le caribou. Les ours de la côte du Pacifique se nourrissent abondamment de saumon pendant la période de la fraye, tandis que ceux de l'Arctique cherchent leur nourriture le long du littoral, où il leur arrive de trouver des carcasses de baleine et de phoque ou même de chasser le phoque. Le grizzli peut aussi se nourrir de bétail et de déchets lorsqu'il y a accès. D'ordinaire, les femelles mettent bas pour la première fois à l'âge de 6 ans. Les portées peuvent compter de un à trois oursons, et l'intervalle entre les mises bas est généralement de trois à quatre ans. L'espèce vit naturellement de 20 à 30 ans. Le grizzli a un vaste domaine vital qui atteint en moyenne 1 800 km^2 chez les mâles et 700 km^2 chez les femelles; cependant, la superficie du domaine vital varie grandement d'une région à l'autre et traduit un rapport inverse avec la productivité de l'habitat. Le grizzli passe l'hiver dans une tanière et hiberne (reste dans un état de dormance) pendant une période pouvant aller jusqu'à sept mois, selon la latitude. Les oursons naissent dans la tanière en janvier ou en février.

Taille et tendances des populations

À l'échelle mondiale, l'aire de répartition du grizzli a diminué d'environ 50 % depuis le milieu du XIX^{e} siècle. L'espèce a perdu 98 % de son territoire dans les 48 États contigus des États-Unis. À la fin du XIX^{e} ou au début du XX^{e} siècle, elle avait disparu d'une bonne partie des milieux arides du centre-sud de la Colombie-Britannique, des provinces des Prairies (Alberta, Saskatchewan et Manitoba) et de la région de l'Ungava, au Québec et au Labrador. L'effectif de la population de l'Ouest est actuellement estimé à environ 26 000 bêtes, dont quelque 11 500 sont des individus matures. Cependant, les estimations relatives à l'effectif et aux tendances démographiques sont incertaines au Canada, et elles reposent largement sur des opinions de spécialistes ou sur des données estimatives concernant des territoires restreints qui sont transposées à des régions géographiques plus larges. C'est la Colombie-Britannique qui compte le plus grand nombre de grizzlis, soit quelque 15 000 individus. Voici les estimations d'effectif les plus récentes : de 6 000 à 7 000 au Yukon, de 3 500 à 4 000 dans les Territoires du Nord-Ouest, 700 en Alberta et de 1 500 à 2 000 au Nunavut. Quelques grizzlis occupent aujourd'hui la toundra du nord-est du Manitoba. Les effectifs historiques pour le Canada sont inconnus, mais ils étaient certainement supérieurs à ce qu'ils sont aujourd'hui. Dans l'ensemble, la population de l'Ouest est probablement stable depuis 1990, année du premier inventaire national complet, malgré des déclins en Alberta et peut-être aussi dans le sud de la Colombie-Britannique et dans certaines régions du Yukon. En revanche, l'aire de répartition du grizzli semble s'agrandir dans les Territoires du Nord-Ouest, au Nunavut, en Saskatchewan et au Manitoba. Les données sur la population de l'Ouest et sur ses tendances démographiques ne sont accessibles qu'à partir de 1990.

Facteurs limitatifs et menaces

En l'absence d'interférence humaine, la densité des grizzlis est largement tributaire de la productivité de l'habitat (nourriture). Cependant, la mortalité anthropique exerce une grande influence sur l'étendue de la zone d'occupation et reflète une perte de fonctionnalité de l'habitat dans la majeure partie de l'aire de répartition de l'espèce. En général, les ours évitent les humains et affichent des taux de mortalité supérieurs à proximité d'éléments anthropiques tels que des routes et des lotissements résidentiels. L'activité humaine entraîne la fragmentation et l'isolement des unités démographiques, à tel point que la dynamique des populations peut devenir tributaire de la stochasticité dans la survie et la reproduction avant tout autre facteur, ce qui accroît les risques de disparition à l'échelle locale. Les populations de la Colombie-Britannique, du Yukon, des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut font l'objet d'une chasse légale, et toutes les régions appuient ou reconnaissent officiellement le droit des Premières Nations, des Métis et des Inuits à la chasse de subsistance. La mortalité anthropique est attribuable à la chasse légale, aux mesures de protection de la vie humaine et des biens, au braconnage ainsi qu'aux collisions routières et ferroviaires. La mortalité anthropique non documentée demeure un problème important pour les gestionnaires. Indépendamment des sources, l'ensemble des données sur la mortalité d'origine humaine semblent indiquer une population stable de grizzlis à l'échelle de l'UD de l'Ouest; toutefois, à

l'échelle locale (en Alberta, dans le sud de la Colombie-Britannique et dans certaines régions du Yukon), les tendances récentes de la mortalité indiquent des déclins réels ou soupçonnés. À de fortes densités, il se peut que la croissance de la population soit limitée non seulement par la nourriture, mais aussi par la prédation ou les conflits intraspécifiques. Les impacts du changement climatique sur la superficie de l'habitat disponible et les effets connexes sur l'abondance de la nourriture saisonnière n'ont pas encore été quantifiés. Les mécanismes hypothétiques sont variés et flous, et les effets nets prévus, incertains.

Protection, statut et classements

En Colombie-Britannique, au Yukon, dans les Territoires du Nord-Ouest et au Nunavut, la législation sur la faune fait du grizzli une espèce de « gros gibier ». L'espèce n'a pas de statut légal particulier au Manitoba, au Québec ainsi qu'à Terre-Neuve-et-Labrador, si ce n'est celui qui est accordé de manière générale à la faune. En Alberta, la population de grizzlis a récemment été inscrite sur la liste des espèces menacées (*Threatened*) de la *Wildlife Act* (juin 2010), ce qui a donné lieu à une interdiction de chasser cette espèce dans la province. Dans le rapport *Espèces sauvages 2010 : La situation générale des espèces au Canada*, le grizzli a été classé Sensible, ce qui correspond à la même cote qu'en 2005. En Colombie-Britannique, au Yukon, dans les Territoires du Nord-Ouest et au Nunavut, ce même rapport a attribué la cote Sensible au grizzli. En Alberta, l'espèce a reçu la cote Possiblement en péril en 2010, alors que, en Saskatchewan et au Manitoba, elle est considérée comme disparue. La cote attribuée dans le rapport *Espèces sauvages 2010* pour Terre-Neuve-et-Labrador était Non évalué. Aucune cote n'a été donnée pour les grizzlis du Québec. Environ 7,1 % de l'aire de répartition actuellement occupée par le grizzli au Canada est classé « protégé » contre l'activité humaine (à des degrés divers) par le gouvernement fédéral, les gouvernements provinciaux ou les gouvernements territoriaux.

RÉSUMÉ TECHNIQUE : Population de l'Ouest

Ursus arctos
Ours grizzli Grizzly Bear
Répartition au Canada : Colombie-Britannique, Alberta, Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Nunavut, Saskatchewan, Manitoba

Données démographiques

Durée d'une génération *(Calcul effectué au moyen des formules fournies en 2011 par le Standards and Petitions Committee de l'IUCN)*	De 13 à 14 ans
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre total d'individus matures?	Non
Pourcentage estimé de réduction continue du nombre total d'individus matures à l'intérieur de 5 années ou de 2 générations	Inconnu, mais aucune preuve de déclin global
Pourcentage estimé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des 10 dernières années ou des 3 dernières générations *Certaines données permettent de conclure à des déclins de population et à un agrandissement de l'aire de répartition. Les données à l'échelle de l'UD entière ne sont accessibles qu'à partir de 1991.*	Inconnu, mais aucune preuve de déclin global
Pourcentage présumé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des 10 prochaines années ou des 3 prochaines générations *Certaines données permettent de conclure à des déclins de population à l'échelle locale ou régionale, mais leur ampleur demeure inconnue. Il n'est pas possible de prédire si la tendance à l'expansion se poursuivra dans la partie nord de l'UD et, le cas échéant, quelle en sera l'ampleur.*	Inconnue
Pourcentage présumé de réduction du nombre total d'individus matures au cours de toute période de 10 ans ou de 3 générations commençant dans le passé et se terminant dans le futur *Voir ci-dessus.*	Inconnu, mais aucune preuve de déclin global
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?	S.o.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	5,37 x 10^6 km^2
Indice de la zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur selon la grille de 2 x 2)	2,98 x 10^6 km^2
La population totale est-elle très fragmentée?	Non
Nombre de localités*[1]	Présence répandue et menaces diverses; nombre de localités impossibles à déterminer

*1 Voir la section *Définitions et abréviations* du site Web du COSEPAC et le site Web de l'IUCN (en anglais seulement) pour obtenir de plus amples renseignements sur ce terme.

Y a-t-il un déclin continu inféré de la zone d'occurrence? *Il ne subsiste qu'une très faible proportion de l'habitat de l'espèce dans les régions où, au fil des ans, l'occupation de l'habitat a fait l'objet d'un suivi pouvant servir à évaluer l'utilisation, la perte ou l'expansion de l'aire de répartition.*	Inconnu, mais présumé nul
Y a-t-il un déclin continu inféré de l'indice de la zone d'occupation?	Possiblement
Y a-t-il un déclin continu inféré du nombre de populations? *Certaines populations ont connu une diminution d'effectif au cours des trois dernières générations, alors que d'autres ont connu une croissance.*	Non
Y a-t-il un déclin continu inféré du nombre de localités*?	S.o.
Y a-t-il un déclin continu inféré de la superficie, de l'étendue ou de la qualité de l'habitat?	Oui, dans le sud de l'Alberta et de la Colombie-Britannique, où une fragmentation de l'extrémité sud de l'aire de répartition a été observée
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de la zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures (dans chaque population)

Population	N^{bre} d'individus matures
~26 000 (tous les âges)	~11 500
Total	
~26 000 (tous les âges)	~11 500

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

- Mortalité anthropique (chasse légale, collision mortelle, mortalité attribuable à la protection de la vie humaine ou des biens, braconnage)
- Transformation de l'habitat, qui passe d'utilisable et inutilisable en permanence, surtout par suite de l'aménagement résidentiel
- Accès humain à l'habitat du grizzli – diminution de l'efficacité de l'habitat, réduction de la sûreté de l'habitat et accroissement des risques de mortalité pour les ours
- Fragmentation et isolement de petites populations à la limite sud de l'aire de répartition géographique actuelle – vulnérabilité accrue aux facteurs stochastiques causant une disparition locale

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Statut des populations de l'extérieur? Populations de l'Alaska considérées comme non en péril (>30 000 ours); espèce inscrite comme menacée dans les 48 États contigus des États-Unis (de 1 200 à 1 400 bêtes)	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Oui
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Dans certaines parties de l'aire de répartition de l'espèce
Une immigration à partir de populations externes est-elle probable?	Possiblement, mais seulement de l'Alaska

Statut existant

COSEPAC : Espèce préoccupante (mai 2012)

Statut recommandé et justification de la désignation

Statut recommandé :	**Code alphanumérique :**
Espèce préoccupante	Sans objet
Justification de la désignation : L'aire de répartition mondiale de ce gros ours a diminué de plus de 50 % depuis les années 1800, l'Ouest canadien représentant un noyau important de l'aire de répartition actuelle en Amérique du Nord. Espèce généraliste en matière d'habitat, sa répartition et son abondance en l'absence d'humains reposent en grande partie sur la productivité de l'habitat et les saisons. L'espèce est extrêmement sensible aux perturbations anthropiques et est exposée à un risque de mortalité élevé dans les zones d'activités humaines et là où des routes favorisent l'accès. Les estimations de population dans la majeure partie de l'aire de répartition sont extrêmement incertaines; la population canadienne est estimée à 26 000 individus, mais le nombre d'individus matures est incertain et pourrait être près de 10 000. Bien qu'il n'y ait pas de preuve d'un déclin dans la population globale au cours des 20 dernières années et qu'un nombre croissant de mentions indique une certaine expansion de l'aire de répartition de l'espèce dans le nord, un nombre de populations dans l'étendue sud de l'aire de répartition en Alberta et dans le sud de la Colombie-Britannique sont en déclin et il y a des préoccupations relativement aux taux de mortalité non durables dans ces régions et dans des parties du Yukon. Il y a de fortes indications de fragmentation génétique dans les parties sud de son aire de répartition, où certaines populations sont de plus en plus isolées et sujettes à une stochasticité démographique. Leur mauvais état dans certaines parties de l'aire de répartition, conjugué à leur taux de reproduction naturellement faible, aux pressions croissantes découlant de l'extraction des ressources et aux impacts cumulatifs dans les parties actuellement intactes de l'aire de répartition, intensifient les préoccupations à l'égard de cette espèce si ces pressions ne sont pas renversées avec succès.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) Sans objet. Il n'existe aucune donnée attestant un déclin général de l'effectif des individus matures.
Critère B (petite aire de répartition et déclin ou fluctuation) Sans objet. La zone d'occurrence et la zone d'occupation sont toutes deux beaucoup plus grandes que les seuils applicables à ce critère. Il n'y a aucune preuve de diminution.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) Sans objet. Le nombre total d'individus matures pourrait ne pas dépasser 10 000, mais il n'existe aucune donnée attestant un déclin continu.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) Sans objet. La population compte plus de 1 000 individus, et l'espèce est présente dans bien plus de cinq localités.
Critère E (analyse quantitative) Sans objet. Aucune analyse quantitative applicable à l'UD entière n'a été réalisée.

RÉSUMÉ TECHNIQUE : Population de l'Ungava

Ursus arctos
Ours grizzli — Grizzly Bear
Répartition au Canada : nord du Québec et Labrador

Données démographiques

Durée d'une génération *(Calcul effectué à l'aide des formules fournies en 2011 par le Standards and Petitions Committee de l'IUCN)*	De 13 à 14 ans
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre total d'individus matures?	Non. Aucune donnée attestant la présence de l'espèce depuis le début du XX^{e} siècle
Pourcentage estimé de réduction continue du nombre total d'individus matures à l'intérieur de 5 années ou de 2 générations	S.o.
Pourcentage estimé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des 10 dernières années ou des 3 dernières générations	S.o.
Pourcentage présumé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des 10 prochaines années ou des 3 prochaines générations	S.o.
Pourcentage présumé de réduction du nombre total d'individus matures au cours de toute période de 10 ans ou de 3 générations commençant dans le passé et se terminant dans le futur	S.o.
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?	S.o.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	S.o.

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	S.o.
Indice de la zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur selon la grille de 2 x 2)	S.o.
La population totale est-elle très fragmentée?	S.o.
Nombre de localités*[2]	0
Y a-t-il un déclin continu inféré de la zone d'occurrence?	S.o.
Y a-t-il un déclin continu inféré de l'indice de la zone d'occupation?	S.o.
Y a-t-il un déclin continu inféré du nombre de populations?	S.o.
Y a-t-il un déclin continu inféré du nombre de localités*?	S.o.
Y a-t-il un déclin continu inféré de la superficie, de l'étendue ou de la qualité de l'habitat?	Inconnu
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	S.o.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités?	S.o.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	S.o.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de la zone d'occupation?	S.o.

[2] Voir la section *Définitions et abréviations* du site Web du COSEPAC et le site Web de l'IUCN (en anglais seulement) pour obtenir de plus amples renseignements sur ce terme.

Nombre d'individus matures (dans chaque population)

Population	N^bre d'individus matures
0	0
Total	
0	0

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce de la nature est d'au moins 20 % sur vingt ans ou cinq générations, ou de 10 % sur cent ans.	S.o.

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

- Inconnues

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Statut des populations de l'extérieur? Populations de l'Alaska considérées comme non en péril (>30 000 individus); espèce inscrite comme menacée dans les 48 États contigus des États-Unis (de 1 200 à 1 400 individus)	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Non
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Oui
Une immigration à partir de populations externes est-elle probable?	**Non**

Statut existant

COSEPAC : Espèce disparue (mai 2012)

Statut recommandé et justification de la désignation

Statut recommandé : Espèce disparue	**Code alphanumérique :** Sans objet
Justification de la désignation : Cet ours de grande taille existait en tant que population relique sur la péninsule d'Ungava du nord du Québec et du Labrador jusqu'au XX^e siècle. Il n'a pas été observé depuis au moins 1948, et il est peu probable qu'il soit remplacé grâce à la dispersion naturelle.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) Sans objet
Critère B (petite aire de répartition et déclin ou fluctuation) Sans objet
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) Sans objet
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) Sans objet
Critère E (analyse quantitative) Sans objet

PRÉFACE

Le présent rapport a été actualisé à la lumière de données recueillies depuis la parution de la mise à jour de 2002 du *Rapport de situation du COSEPAC sur l'ours grizzli (*Ursus arctos*) au Canada* (COSEPAC, 2002). En 1991, avant l'adoption de la LEP, les grizzlis du Canada étaient divisés en deux populations, celle des Prairies et celle du Nord-Ouest. À la suite d'une évaluation, le COSEPAC leur avait attribué le statut d'espèce disparue du pays et d'espèce préoccupante respectivement. En mai 2002, à l'issue d'une mise à jour du rapport de situation, le COSEPAC a recommandé que la population du Nord-Ouest soit inscrite à titre d'espèce préoccupante. Le ministre de l'Environnement a accusé réception de cette recommandation en 2004, mais il a été décidé de ne pas inscrire le grizzli sur la liste de la LEP afin de mieux intégrer les connaissances communautaires et les connaissances traditionnelles autochtones.

Depuis la publication du dernier rapport, l'espèce a fait l'objet de nombreuses études, dont plusieurs inventaires de population en Colombie-Britannique, en Alberta et au Yukon. En outre, le présent rapport contient la description d'une unité désignable (UD) réorganisée. L'UD évaluée antérieurement, soit celle des Prairies, est aujourd'hui considérée comme ayant fait partie de la population du Nord-Ouest. De plus, la population qui occupait autrefois le nord du Québec et le Labrador est maintenant considérée comme une UD à part entière, la population de l'Ungava. Le présent rapport renferme d'importantes mises à jour consistant en une synthèse des connaissances écologiques traditionnelles recueillies auprès des Premières Nations, des Métis et des Inuits par le Sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones du COSEPAC.

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsable des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS
(2012)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'une autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada | Environment Canada
Service canadien de la faune | Canadian Wildlife Service
Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur

L'ours grizzli
Ursus arctos

Population de l'Ungava
Population de l'Ouest

au Canada

2012

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE 5
Nom et classification 5
Description morphologique 6
Structure et variabilité des populations 7
Unités désignables 11
Importance de l'espèce 14
RÉPARTITION 15
Répartition mondiale 15
Répartition canadienne 18
Activités de recherche 22
HABITAT 22
Besoins 22
Tendances 24
BIOLOGIE 24
Généralités 24
Cycle vital et reproduction 24
Physiologie 29
Adaptabilité 30
Relations interspécifiques 30
Utilisation de l'espace 36
Déplacements et dispersion 37
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS 38
Activités et méthodes d'échantillonnage 38
Abondance 40
Fluctuations et tendances 41
Immigration de source externe 44
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS 44
Aperçu de la mortalité anthropique directe 45
Chasse avec permis 47
Chasse autochtone de subsistance 49
Mortalité attribuable à la protection de la vie humaine ou des biens 49
Mortalité par collision 50
Mortalité découlant de travaux de recherche 51
Mortalité anthropique non documentée et braconnage 51
Perturbation de l'habitat 52
Déclin des populations de saumon du Pacifique 55
Stochasticité démographique 55
Changement climatique 56
PROTECTION, STATUTS et CLASSEMENTS 57
Protection et statuts à l'échelle mondiale 57
Protection et statuts au Canada 57
Protection de l'habitat et propriété 60

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS 62
SOURCES D'INFORMATION 65
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT 86

Liste des figures

Figure 1. Photo d'un ours grizzli (Emily Court). 7

Figure 2. Limites approximatives de la répartition actuelle et historique (c.-à-d. XIX^{e} siècle) du grizzli (*Ursus arctos*) en Amérique du Nord, avec contours de densité relative. Les régions en blanc n'ont jamais soutenu de grizzlis, abstraction faite d'individus errants (notamment les régions désertiques chaudes, les chaînes de montagnes fortement englacées, le Bouclier canadien, les îles, la taïga, les plaines boréales et certaines forêts côtières très productives). Sources consultées pour la production de cette carte : McLoughlin (2001), Mattson et Merrill (2002), Hamilton *et al.* (2004), Proctor *et al.* (2005), Doupé *et al.* (2007), Loring et Spiess (2007), Environnement Canada (2009), Rockwell *et al.* (2008), ASRDACA (2010), diverses cartes d'écorégions des compétences concernées (voir par exemple Wiken, 1986), les connaissances traditionnelles autochtones (voir la section *Répartition canadienne* pour connaître les références) et les données sur la densité des grizzlis tirées de McLoughlin *et al.* (2000). Carte réalisée par P. McLoughlin. 8

Figure 3. Carte de la péninsule d'Ungava (nord du Québec et Labrador) montrant l'aire de répartition présumée de la population de grizzlis de l'Ungava à la fin du XIX^{e} siècle et au début du XX^{e} siècle (délimitée par la ligne en pointillé). Les chiffres correspondent aux endroits d'où proviennent des mentions, notamment d'animaux, de pistes et de lieux d'abattage. Réimpression d'une figure tirée de Loring et Spiess (2007); voir Loring et Spiess (2007) pour obtenir des détails sur les mentions. 9

Figure 4. Répartition eurasienne de l'ours brun ou grizzli (*Ursus arctos*) (McLellan *et al.*, 2008). 16

Figure 5. Carte des sous-populations de grizzlis dans la région transfrontalière et en Alberta. Données tirées de la synthèse de la fragmentation. Les sous-populations se trouvent à l'intérieur des polygones délimités par des lignes en pointillé. Les valeurs numériques représentent les estimations d'effectif fondées sur des relevés. Dans les cas où un même polygone (sous-population) renferme plusieurs chiffres, les estimations concernent des compétences distinctes délimitées par une ligne continue et étroite (c.-à-d. province, frontière internationale ou limite de l'activité de recensement). La figure et le texte sont tirés de Proctor *et al.* (2012). Autorisation de l'éditeur en instance. 17

Figure 6. Présence confirmée du grizzli dans l'archipel arctique canadien et dans l'est de la partie continentale du Nunavut (les mentions sont illustrées par des cercles noirs sur la carte de gauche et par des cercles blancs sur la carte de droite). Le trait large sur la carte de droite indique les limites de l'aire de répartition des grizzlis non errants selon l'interprétation de McLoughlin (2001). La carte de gauche a été réimprimée avec l'autorisation de Doupé *et al.* (2007), et celle de droite est tirée de McLoughlin (2001). 20

Liste des tableaux

Tableau 1. Estimations des paramètres de la reproduction chez le grizzli au Canada et dans des États américains voisins. Taux estimés à l'aide de diverses méthodes..... 25

Tableau 2. Taux de survie annuels estimatifs chez les grizzlis pourvus d'un collier émetteur au Canada et dans des États américains voisins. Taux estimés au moyen de méthodes diverses..... 27

Tableau 3. Estimations de la densité de population et de l'étendue des domaines vitaux des adultes (généralement des polygones convexes minimaux renfermant 100 % des parcelles d'habitat répertoriées) pour des populations de grizzlis choisies au Canada. Densité calculée à l'aide de diverses méthodes..... 32

Tableau 4. Estimation de l'abondance des grizzlis par compétence au Canada, de 1991 à nos jours..... 40

Tableau 5. Accroissement des populations de grizzlis depuis 2002 dans des zones d'étude au Canada..... 43

Tableau 6. Mortalité anthropique annuelle moyenne enregistrée (connue) chez le grizzli (individus/année) au Canada de 1990 à 2010. Données compilées à partir des renseignements fournis au rédacteur par les compétences concernées..... 46

Tableau 7. Grandes aires protégées (> 50 km^2) ayant le mandat de protéger le grizzli ou son habitat..... 61

Liste des annexes

Annexe 1. TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES..... 87

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Classe : Mammifères

Ordre : Carnivores

Famille : Ursidés

Sous-famille : Ursinés

Nom scientifique : *Ursus arctos* Linnaeus (1758), sous-espèce *U. a. horribilis* Ord (1815)

Noms communs : Ours grizzli, grizzli, ours brun (français); Grizzly Bear, Brown Bear (anglais); Aklaq/Aklak (inuktitut/inuvialuit – dialecte uummarmiut); Aghat (inuktitut/ inuinnaqtun); Aklah (inuktitut); Shih (gwich'in); sahcho (déné); Sahsho (north slavey); Dlézi (déné); Lik'inskw (nisgaa); Sahtso (tlicho); Xzltsl' ou Xoots (tlingit); Sha□r dottho (ha □ n) ; Shashcho□ (tagish); Kelowna, Kee-lau-naw ou Smxéycn (salish); Qat'muk (ktunaxa); Hyas itswoot, Siam ou Shayam (chinook); Skmxis (shuswap); Xaw gas (tla'amin); Mistahiya ou Meestachaya (cri), Mayuk (sechelt), Nitakyaio (pied-noir), Sass-tsho (chipewyan), Matashu (mushua-innu), Midiik (tsimshian); Lā'uLās (kutenai), Səx□xux□ (nlaka'pamux), L'shakkwalâ moshkwa (cri michif)

Pendant longtemps, on a cru que le grizzli avait un ancêtre récent en commun avec l'ours brun de l'Oussouri (*U. a. lasiotus*), qui peuple le nord-est de l'Asie. Le terme *ours brun* sert généralement à décrire l'espèce indépendamment de la sous-espèce ou des variantes locales, et il est souvent employé pour l'identifier dans toute son aire de répartition holarctique. Les termes *ours grizzli* ou *grizzli* sont le plus souvent utilisés en Amérique du Nord. Cependant, le terme *Brown Bear (ours brun)* est couramment employé pour décrire des populations de la côte ouest de la Colombie-Britannique et de l'Alaska. Le terme *grizzli noir* désigne parfois l'ours brun de l'Oussouri. Les noms communs des variantes nord-américaines, tels que *kodiak*, *ours brun d'Alaska* et *grizzli de Richardson*, sont utilisés pour décrire l'espèce à l'échelle régionale.

Les variations phénotypiques qui caractérisent l'espèce dans son aire de répartition nord-américaine ont donné lieu à la description de plus de 90 sous-espèces au Canada, aux États-Unis et au Mexique (Merriam, 1918). Par suite de l'amélioration des critères taxinomiques (Rausch, 1963), le nombre de sous-espèces généralement reconnues a été ramené à deux : l'*U. a. middendorffi*, qui identifie le très gros ours brun de l'archipel Kodiak, et l'*U. a. horribilis*, qui regroupe tous les autres grizzlis d'Amérique du Nord. Les reclassifications subséquentes ont permis d'identifier trois (Kurtén, 1973) ou sept (Hall, 1984) sous-espèces. Pour l'instant, l'absence de données d'échantillonnage génétique provenant de grandes portions de l'aire de répartition du grizzli (p. ex. côte du Pacifique Nord, Arctique, Prairies et péninsule d'Ungava) nous empêche de dissiper toute incertitude d'ordre taxinomique au niveau de la sous-espèce.

Description morphologique

Le grizzli est gros et musclé (figure 1). Parmi les caractéristiques qui le distinguent de l'ours noir (*Ursus americanus*) et de l'ours blanc (*U. maritimus*), il convient de mentionner une bosse proéminente entre les épaules, un profil facial concave et de longues griffes aux pattes antérieures (ainsi que la couleur, dans le cas de l'ours blanc). Le pelage peut aller du blond au presque noir, en passant par différents tons de brun. Dans bien des cas, les jarres des épaules et du dos sont blancs, gris ou argentés à leur extrémité, ce qui donne à l'animal son apparence grisonnante. Au Canada, la masse corporelle des femelles adultes va généralement de 100 à 150 kg (Ferguson et McLoughlin, 2000), alors que, en Alaska, les femelles peuvent peser plus de 200 kg (McLellan, 1994; Ferguson et McLoughlin, 2000; Schwartz *et al.*, 2003a). Les mâles pèsent environ 1,8 fois plus que les femelles (Hilderbrand *et al.*, 1999a).

Figure 1. Photo d'un ours grizzli (Emily Court).

Structure et variabilité des populations

L'ancêtre du grizzli moderne serait issu de l'est de l'Asie et aurait migré en Amérique du Nord il y a de 50 000 à 100 000 ans (McLellan et Reiner, 1994; Matheus *et al.*, 2004). Il y a entre 13 000 et 23 000 ans, la voie reliant la Béringie (le territoire englobant aujourd'hui l'Alaska et le Yukon) aux régions plus méridionales du continent fut bloquée par des glaciers. Il n'est pas certain si les ours étaient présents au sud du dernier inlandsis, et la question fait l'objet de maints débats. Même si la plupart des fossiles de grizzlis trouvés au sud de la Béringie (dans le sud du Canada et le nord des États-Unis) n'ont pas plus de 12 000 à 13 000 ans, des données récentes laissent malgré tout entendre que le grizzli était présent au sud de l'inlandsis bien auparavant. Par exemple, Matheus *et al.* (2004) ont découvert un fossile près d'Edmonton, en Alberta, qui date de 26 000 ans. L'ADN mitochondrial tiré de ce spécimen révèle que le grizzli moderne de cette région est probablement issu de populations qui vivaient au sud de la marge glaciaire méridionale pendant le dernier maximum glaciaire. L'espèce était autrefois présente bien plus au sud et à l'est de son aire de répartition historique récente (figure 2), comme en témoignent des fossiles découverts en Ontario, en Ohio et au Kentucky (Peterson, 1965; Guilday, 1968).

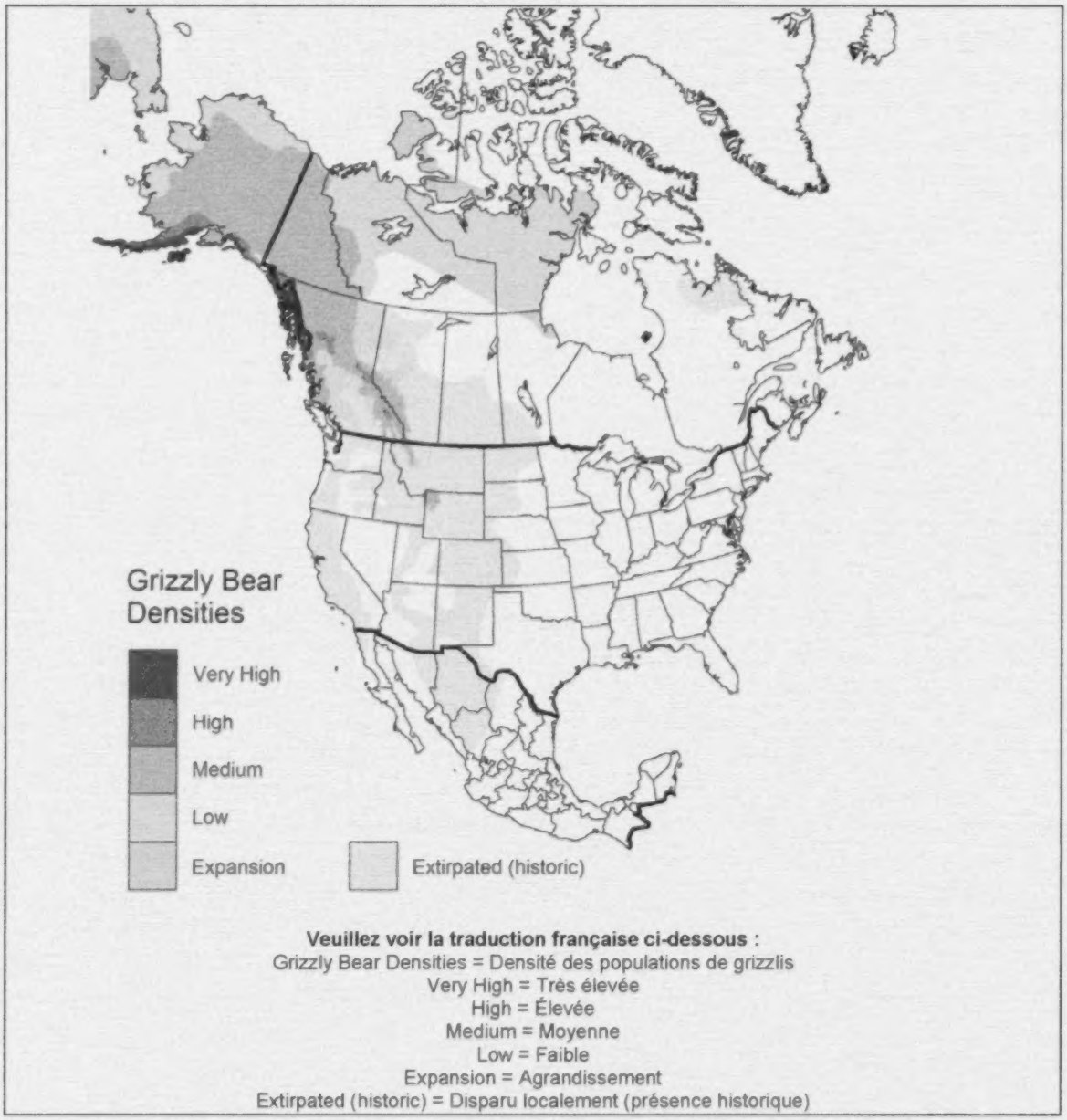
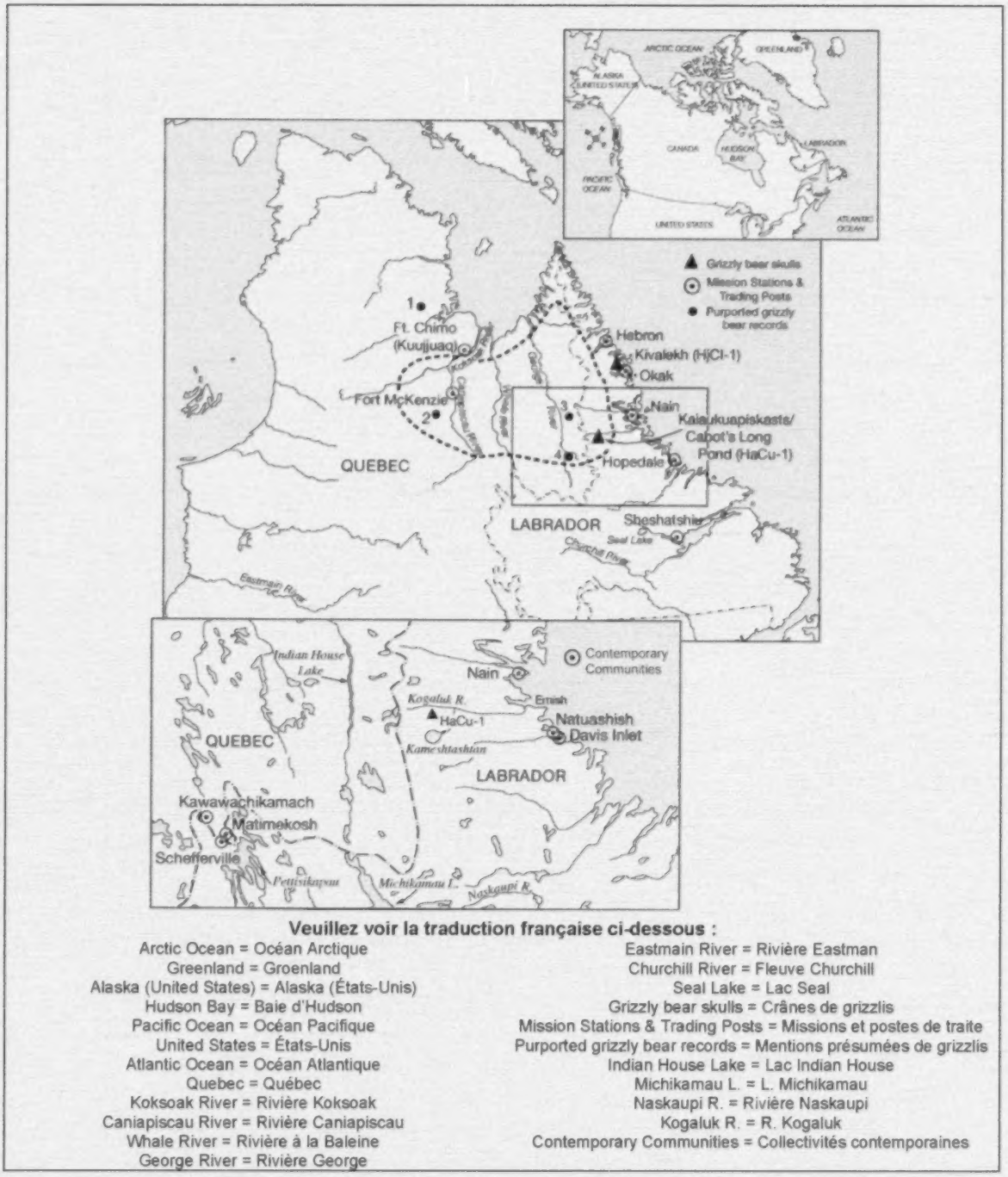


Figure 2. Limites approximatives de la répartition actuelle et historique (c.-à-d. XIX^{e} siècle) du grizzli (*Ursus arctos*) en Amérique du Nord, avec contours de densité relative. Les régions en blanc n'ont jamais soutenu de grizzlis, abstraction faite d'individus errants (notamment les régions désertiques chaudes, les chaînes de montagnes fortement englacées, le Bouclier canadien, les îles, la taïga, les plaines boréales et certaines forêts côtières très productives). Sources consultées pour la production de cette carte : McLoughlin (2001), Mattson et Merrill (2002), Hamilton *et al.* (2004), Proctor *et al.* (2005), Doupé *et al.* (2007), Loring et Spiess (2007), Environnement Canada (2009), Rockwell *et al.* (2008), ASRDACA (2010), diverses cartes d'écorégions des compétences concernées (voir par exemple Wiken, 1986), les connaissances traditionnelles autochtones (voir la section *Répartition canadienne* pour connaître les références) et les données sur la densité des grizzlis tirées de McLoughlin *et al.* (2000). Carte réalisée par P. McLoughlin.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Arctic Ocean = Océan Arctique
Greenland = Groenland
Alaska (United States) = Alaska (États-Unis)
Hudson Bay = Baie d'Hudson
Pacific Ocean = Océan Pacifique
United States = États-Unis
Atlantic Ocean = Océan Atlantique
Quebec = Québec
Koksoak River = Rivière Koksoak
Caniapiscau River = Rivière Caniapiscau
Whale River = Rivière à la Baleine
George River = Rivière George
Eastmain River = Rivière Eastman
Churchill River = Fleuve Churchill
Seal Lake = Lac Seal
Grizzly bear skulls = Crânes de grizzlis
Mission Stations & Trading Posts = Missions et postes de traite
Purported grizzly bear records = Mentions présumées de grizzlis
Indian House Lake = Lac Indian House
Michikamau L. = L. Michikamau
Naskaupi R. = Rivière Naskaupi
Kogaluk R. = R. Kogaluk
Contemporary Communities = Collectivités contemporaines

Figure 3. Carte de la péninsule d'Ungava (nord du Québec et Labrador) montrant l'aire de répartition présumée de la population de grizzlis de l'Ungava à la fin du XIX^{e} siècle et au début du XX^{e} siècle (délimitée par la ligne en pointillé). Les chiffres correspondent aux endroits d'où proviennent des mentions, notamment d'animaux, de pistes et de lieux d'abattage. Réimpression d'une figure tirée de Loring et Spiess (2007); voir Loring et Spiess (2007) pour obtenir des détails sur les mentions.

L'espèce vivante qui a l'ancêtre commun le plus proche est l'ours blanc (*Ursus maritimus*). Plusieurs chercheurs ont d'abord cru que sa spéciation à partir du grizzli s'était effectuée il y a 200 000 à 250 000 ans (Cronin *et al.*, 1991; Talbot et Shields, 1996a; idem, 1996b). Des études génétiques plus récentes situent toutefois l'ours blanc à l'extérieur du clade de l'ours grizzli et la spéciation au milieu du Pléistocène, il y a environ 600 000 ans (Hailer *et al.*, 2012). Néanmoins, les liens étroits entre les deux espèces sont mis en évidence par plusieurs cas d'hybridation à l'état sauvage. Mentionnons notamment l'existence d'un hybride abattu en avril 2006 par un chasseur à l'île Banks, dans les Territoires du Nord-Ouest (Slavik, 2010), et d'un autre qui a été tué en 2010 près d'Ulukhaktok, dans les Territoires du Nord-Ouest (reportage de la CBC, 2010). Des accouplements mixtes en captivité ont produit une progéniture fertile (Martin, 1876; idem, 1882; Kowalska, 1962; idem, 1965; idem, 1969). Certaines données permettent également d'attester des cas d'hybridation datant des temps préhistoriques. En effet, C.J. Edwards *et al.* (2011) ont démontré qu'un échange génétique avec l'ours brun d'Irlande, une espèce aujourd'hui disparue, est à l'origine de la lignée maternelle de l'ours blanc moderne, ce qui donne à penser que l'hybridation serait un phénomène relativement courant.

Les études génétiques réalisées sur le grizzli depuis 15 ans révèlent une certaine variabilité génétique aussi bien d'une population à l'autre qu'à l'intérieur d'une même population. Par exemple, les populations dont le territoire se trouve à la limite méridionale de l'aire de répartition de l'espèce, là où l'habitat est fragmenté par l'activité et l'occupation humaines, présentent de faibles niveaux d'hétérozygotie. Les niveaux de diversité génétique les plus élevés au sein d'une même population ont été enregistrés dans la partie nord de l'aire de répartition actuelle au Canada (Paetkau *et al.*, 1998). Cette corrélation positive entre l'hétérozygotie et la latitude a été corroborée par une récente compilation d'analyses génétiques portant sur 3 134 ours un peu partout dans l'aire de répartition principale de l'espèce dans l'ouest de l'Amérique du Nord (Proctor *et al.*, 2012).

Les analyses des microsatellites et les données sur les déplacements recueillies par radiotélémétrie révèlent une structure de population à plusieurs niveaux partout dans l'aire de répartition du grizzli dans l'ouest de l'Amérique du Nord. Ici encore, les profils de répartition varient en fonction de la géographie : dans la partie sud-est de l'aire de répartition canadienne, l'aménagement et la colonisation ont transformé une population interreliée en plusieurs sous-populations relativement petites qui présentent de faibles liens démographiques et une structure génétique prononcée (McLellan, 1998; Proctor, 2003; Proctor *et al.*, 2005; idem, 2012). La distance génétique créée par les vallées aménagées et les autoroutes était supérieure à celle des régions non aménagées du centre et du nord de la Colombie-Britannique (Proctor *et al.*, 2012). Par contraste, dans les parties centre et nord de l'aire de répartition, là où l'influence humaine se fait nettement moins sentir, les ours parcourent de plus grandes distances, et les génotypes individuels suivent un profil d'isolement géographique, ce qui indique un important flux génétique au sein des populations dont l'aire de répartition est ininterrompue (Paetkau *et al.*, 1997; idem, 1998; Proctor *et al.*, 2012). Les déplacements diminuent chez les deux sexes avec la densification de l'occupation

humaine et de la circulation, mais, en général, les mâles continuent de se déplacer davantage que les femelles, et ils manifestent une plus grande tolérance pour les zones perturbées (Proctor *et al.*, 2012). Certaines données témoignent d'une fragmentation naturelle, où les caractéristiques du relief semblent ralentir le flux génétique entre populations. Proctor *et al.* (2012) ont observé des distances génétiques supérieures à la moyenne dans les vastes champs de glace et les glaciers qui longent les montagnes côtières de la Colombie-Britannique et du Yukon, les montagnes et les plateaux du centre-nord de la Colombie-Britannique, de même que les sections fortement englacées de la ligne continentale de partage des eaux en Alberta et en Colombie-Britannique.

Waits *et al.* ont étudié la phylogéographie moléculaire du grizzli moderne en Amérique du Nord (1998; voir également Davison *et al.*, 2011) en analysant des échantillons provenant de 22 localités de l'Ouest canadien, d'Alaska et du parc national Yellowstone. Au cours d'une étude subséquente, Miller *et al.* (2006) ont combiné ces échantillons à des échantillons historiques provenant de musées. Il convient cependant de préciser que ni l'une ni l'autre de ces études n'était assortie de travaux d'échantillonnage dans la vaste aire de répartition principale de l'espèce en Colombie-Britannique. À la lumière des résultats de l'analyse de l'ADN mitochondrial, les auteurs de ces études ont conclu à l'existence de quatre clades. Toutefois, les analyses de l'ADN des microsatellites nucléaires ont depuis fourni de nombreuses preuves d'un flux génétique à prédominance mâle entre ces clades proposés (Paetkau *et al.*, 1997; idem, 1998; Proctor *et al.*, 2012). De plus, contrairement à l'hypothèse de Waits *et al.* (1998) voulant que ces clades se soient formés avant la migration de l'espèce en Amérique du Nord, les variations de séquence de l'ADN mitochondrial chez sept ours préservés dans le pergélisol ont révélé que ces clades coexistaient en Béringie il y a 36 000 ans (Leonard *et al.*, 2000). Ces données historiques supposent que la séparation géographique des haplotypes de l'ADNmt, qui reflète un flux génétique uniquement sous contrôle femelle, est relativement récente.

Unités désignables

Pour l'attribution d'un statut à une espèce taxinomique au Canada, le COSEPAC définit des unités désignables (UD) fondées sur une hiérarchie de critères qu'il applique à des populations ou à des groupements de population. Ces critères sont le caractère distinct et l'importance pour l'évolution (COSEPAC, 2011). Comme première étape, le caractère distinct peut se rapporter à des caractéristiques génétiques ou à des traits hérités, à la discontinuité de l'habitat ou à l'isolement écologique. Le caractère important est également compris dans la définition de l'UD avec divers sous-critères, pour refléter l'opinion voulant que l'isolement à lui seul soit insuffisant pour justifier une désignation. Suivant cette définition, le présent rapport de situation reconnaît deux UD identifiables chez le grizzli : la population dite « de l'Ouest » (Colombie-Britannique, Alberta, Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Nunavut et Manitoba) et la population dite « de l'Ungava » (nord du Québec et Labrador).

Le COSEPAC avait précédemment classé la population des Prairies comme UD disparue (COSEPAC, 2002; Environnement Canada, 2009), séparée et distincte de la population du Nord-Ouest. Il justifiait cette désignation par la perte de l'espèce dans l'écozone particulière des Prairies à la fin du XIX^{e} siècle, même si le grizzli des Prairies et l'actuelle population de l'Ouest occupaient indubitablement des territoires contigus. Les musées de la région des Prairies renferment des spécimens de grizzlis, mais ceux-ci n'ont encore jamais été soumis à des analyses génétiques, ce qui empêche toute évaluation des particularités génétiques qui les distinguent des ours de la population de l'Ouest. Les échanges génétiques entre ours vivant dans des écozones sensiblement différentes sont bien documentés (Proctor *et al.*, 2012; voir *Structure et variabilité des populations*). Il est donc très probable que des échanges aient eu lieu entre les grizzlis des Prairies et à tout le moins ceux des Rocheuses, en Alberta. À l'heure actuelle, certains ours des contreforts des Rocheuses s'aventurent occasionnellement dans les plaines albertaines (Environnement Canada, 2009).

En ce qui a trait au critère d'importance, il convient de noter qu'aucun chercheur n'a observé d'adaptation propre au grizzli des Prairies comparativement à son voisin des montagnes. La disparition du grizzli de l'écozone des Prairies a créé un énorme trou dans l'aire de répartition au Canada, mais ce trou n'est pas différent de celui des autres régions à l'extérieur de l'écozone d'où l'espèce a disparu. Si le grizzli n'a pas réussi à se rétablir, c'est en raison d'un habitat inapproprié et d'un risque de mortalite élevé (Environnement Canada, 2009), et non pas d'une caractéristique du contexte écologique qui nécessite une adaptation particulière. Par conséquent, il n'existe pour l'instant aucune donnée permettant de considérer les ours grizzlis qui vivaient autrefois dans l'écozone des Prairies comme une UD distincte de celle de la population de l'Ouest.

Quant à la possibilité de subdiviser l'UD de l'Ouest, il importe de préciser qu'il n'existe aucune disjonction naturelle entre des portions importantes de l'aire de répartition géographique de l'unité au Canada. Même si l'analyse des microsatellites révèle une structure génétique prononcée dans la partie sud de l'aire de répartition du grizzli au Canada (Proctor *et al.*, 2012), ces données sur le caractère distinct représentent un phénomène parasite récent, engendré par la fragmentation anthropique d'un habitat antérieurement ininterrompu. Elles ne peuvent donc pas servir à indiquer le caractère important pour l'évolution. Les déplacements des ours, particulièrement des femelles, sont limités par la présence d'autoroutes et de corridors d'occupation humaine, et les conséquences sont importantes sur le plan démographique. Ces populations reliques méritent certainement d'être la cible d'efforts de conservation et de gestion du grizzli, mais il n'existe pas pour autant de données attestant l'existence de contextes écologiques uniques ayant donné lieu à des adaptations locales. Pour cette raison, il n'est pas justifié d'attribuer le statut d'UD à ces populations fragmentées. Si certaines données révèlent une fragmentation naturelle de l'aire de répartition de l'espèce (Proctor *et al.*, 2012), rien n'indique que ces obstacles (p. ex. les glaciers, les champs de glace et certaines rivières) sont importants au point d'avoir complètement inhibé les échanges génétiques.

Au terme de leurs analyses de l'ADN mitochondrial, Waits *et al.* (1998) ont postulé l'existence de trois unités importantes pour l'évolution ou clades (voir *Structure et variabilité des populations*). Cependant, plusieurs auteurs ont depuis mis en doute cette conclusion, du fait que cette structure est principalement axée sur des déplacements interpopulationnels récents et limités chez les femelles (Paetkau *et al.*, 1997; idem, 1998; Leonard, 2000). Dans le cas des mammifères qui, comme le grizzli, parcourent de grandes distances et se caractérisent par une dispersion à forte prédominance mâle, on ne peut cerner les habitudes importantes pour l'évolution taxinomique de l'espèce qu'en tenant dûment compte des déplacements des mâles. Les données radiotélémétriques et les analyses de l'ADN des microsatellites nucléaires révèlent que, au Canada, les mâles parcourent de grandes distances et franchissent sans difficulté les limites physiques des clades présumés, notamment en se déplaçant d'une île à l'autre et d'une île au continent adjacent (Paetkau *et al.*, 1997; idem, 1998; Proctor *et al.*, 2012).

Comme en fait état le présent rapport, il existe des variations évidentes de la taille, des paramètres du cycle vital et des habitudes alimentaires entre les diverses régions de l'aire de répartition du grizzli. Par exemple, Ferguson et McLoughlin (2000) ont découvert que ces caractéristiques étaient étroitement corrélées avec la qualité de l'habitat (production primaire) et avec les variations saisonnières; les ours se classaient ainsi en deux ou trois groupes (selon l'analyse) : ceux des milieux côtiers, ceux de l'intérieur des terres et ceux de la toundra. Dans un tel scénario, les différences régionales observées sont vraisemblablement le résultat de la productivité du milieu ambiant, ce qui se traduit par une densité-dépendance négative (voir par exemple Mowat *et al.*, 2005). Les ours de la Colombie-Britannique étaient presque entièrement exclus de cette étude, qui faisait appel à des méthodes d'ordination pour grouper des données pouvant être interprétées comme continues. L'hypothèse d'écotypes distincts est également réfutée par des données déjà décrites dans la présente section au sujet du flux génétique réel des populations d'ours. Ces données démontrent que, même si certaines formes du relief peuvent faire obstacle aux déplacements le long des côtes, les ours entretiennent manifestement des liens partout dans les régions adjacentes de l'intérieur (Paetkau *et al.*, 1997; idem, 1998).

Le COSEPAC n'avait encore jamais évalué la population de grizzlis qui occupait autrefois la région de l'Ungava, dans le nord du Québec et au Labrador (figures 2 et 3). Cependant, un ensemble complet de données probantes laisse entendre que le Canada a effectivement perdu, à la fin du XIX^{e} siècle ou au début du XX^{e} siècle, une population isolée de grizzlis qui vivait dans le nord du Québec et au Labrador, plus précisément dans la région des rivières Koksoak et Caniapiscau, du côté ouest, et aux environs de la rivière George et des monts Torngat, du côté est. Cette petite population était une relique du Pléistocène, époque où l'aire de répartition de l'espèce était ininterrompue d'un bout à l'autre du Canada. Loring et Spiess (2007) décrivent le secteur comme un écotone de forêt et de toundra qui soutient une diversité et une concentration inhabituelles d'espèces sauvages. Ces deux chercheurs, les derniers à avoir étudié le grizzli de l'Ungava, s'appuient sur plusieurs autres rapports et viennent en renforcer les conclusions pour attester l'existence et la disparition du grizzli de l'Ungava, notamment

une enquête particulièrement convaincante réalisée par Elton (1954) et des études menées par Spiess (1976), Spiess et Cox (1976), Cox (1977) ainsi que Veitch et Harrington (1996). Voir *Répartition – Répartition canadienne*.

L'argument en faveur du statut d'UD pour le grizzli de l'Ungava a du mérite en ce qui a trait au caractère distinct, parce qu'il existe, entre cette population et la population de grizzlis la plus proche (c.-à-d. les ours de l'UD de l'Ouest qui peuplent la partie continentale du Nunavut), une disjonction naturelle qui n'est caractérisée par à peu près aucun obstacle anthropique. En ce qui a trait au critère de l'importance, la perte de cette population a créé un énorme trou dans la répartition du grizzli au Canada, notamment en l'éliminant de deux provinces (le Québec et Terre-Neuve-et-Labrador), et il est peu probable que ce vide soit comblé par la dispersion naturelle.

Importance de l'espèce

Dans les cultures occidentales et dans celles de nombreux peuples autochtones, le grizzli est l'un des animaux les plus puissants, les plus connus et les plus respectés, même s'il est parfois redouté (Hallowell, 1926; Shepard et Sanders, 1985; Herrero, 2002; Rockwell, 1991; Clark, 2007; Clark et Slocombe, 2011). Tout au long de l'histoire, l'aspect spirituel associé à l'image de l'ours s'est imprégné dans la plupart des cultures sympatriques avec l'espèce (Black, 1998). Les monographies de Hallowell (1926), de Rockwell (1991) ainsi que de Shepard et Sanders (1985), de même que la dissertation de Clark (2007), brossent un tableau général de la manière dont les Autochtones d'Amérique du Nord perçoivent le grizzli et les relations ours-humains. Aujourd'hui comme par le passé, certains peuples autochtones chassent le grizzli à des fins alimentaires et culturelles (voir par exemple Hallowell, 1926; Shuswap Indian Band, 2008; Clark et Slocombe, 2011).

En général, les Canadiens accordent de la valeur au grizzli, en dépit de la menace réelle et perçue qu'il représente pour la vie humaine et les biens, y compris les animaux de compagnie et le bétail. D'après divers sondages sur les attitudes du public (voir par exemple la synthèse de LeFranc *et al.*, 1987; Bath, 1989; Kellert, 1994; Province of British Columbia, 1995; Miller *et al.*, 1998; Stumpf-Allen *et al.*, 2004), la plupart des Canadiens estiment que la possibilité d'observer un ours ou même le simple fait de savoir que les ours existent enrichit leur vie.

Comparativement au nombre de chasseurs d'ongulés, le nombre de chasseurs de grizzlis est relativement faible. L'espèce est néanmoins un trophée très convoité. La chasse du grizzli est actuellement autorisée par voie de permis au Yukon, en Colombie-Britannique, dans les Territoires du Nord-Ouest et au Nunavut. De plus, les Autochtones ont le droit de pratiquer la chasse de subsistance de l'ours partout dans l'aire de répartition de l'espèce au Canada. En Colombie-Britannique, les guides et les pourvoyeurs qui offrent des excursions de chasse au grizzli génèrent de 2,6 à 3,3 millions de dollars par année (Province of British Columbia, 1995; Parker et Gorter, 2003). L'espèce revêt également une grande valeur pour l'écotourisme, et les retombées économiques de sa présence peuvent être substantielles. Par exemple, en Colombie-Britannique, il est estimé que les activités d'écotourisme axées sur l'observation du grizzli engendrent 6,1 millions de dollars par année (Parker et Gorter, 2003).

Le grizzli est souvent considéré comme une espèce phare dans les plans de conservation (Carroll *et al.*, 2001) rattachés à des programmes de conservation continentaux (p. ex. initiative de conservation du corridor Yellowstone to Yukon [Y2Y]; Merrill, 2005). Le grizzli est généralement très sensible à tout ce qui perturbe son habitat et ses populations, et il présente un niveau de résilience relativement faible (Weaver *et al.*, 1996), de sorte qu'il est considéré comme un indicateur de l'intégrité de l'écosystème. Puisqu'il a besoin d'un vaste territoire, qu'il occupe toutes sortes de milieux et qu'il entretient des relations complexes avec d'autres espèces, il a souvent été considéré comme une « espèce parapluie ». Autrement dit, les mesures mises en place pour favoriser sa conservation profitent aussi à des espèces cooccurrentes moins connues (Herrero *et al.*, 2001; Hood et Parker, 2001).

RÉPARTITION

Répartition mondiale

Le grizzli est une espèce holarctique. Il vit en Europe et en Asie (figure 4), de même qu'au Canada et aux États-Unis (figure 2); des mentions en attestent d'ailleurs la présence dans quelque 48 pays (McLellan *et al.*, 2008). La Russie, entre autres, soutient d'importantes populations de grizzlis. En revanche, bon nombre de populations d'Europe sont insulaires, petites et en voie de disparition. Dans la région du parc Yellowstone, les grizzlis sont isolés des autres populations depuis le début du XX^{e} siècle. L'espèce n'a jamais occupé les régions désertiques chaudes du continent (Mattson et Merrill, 2002).

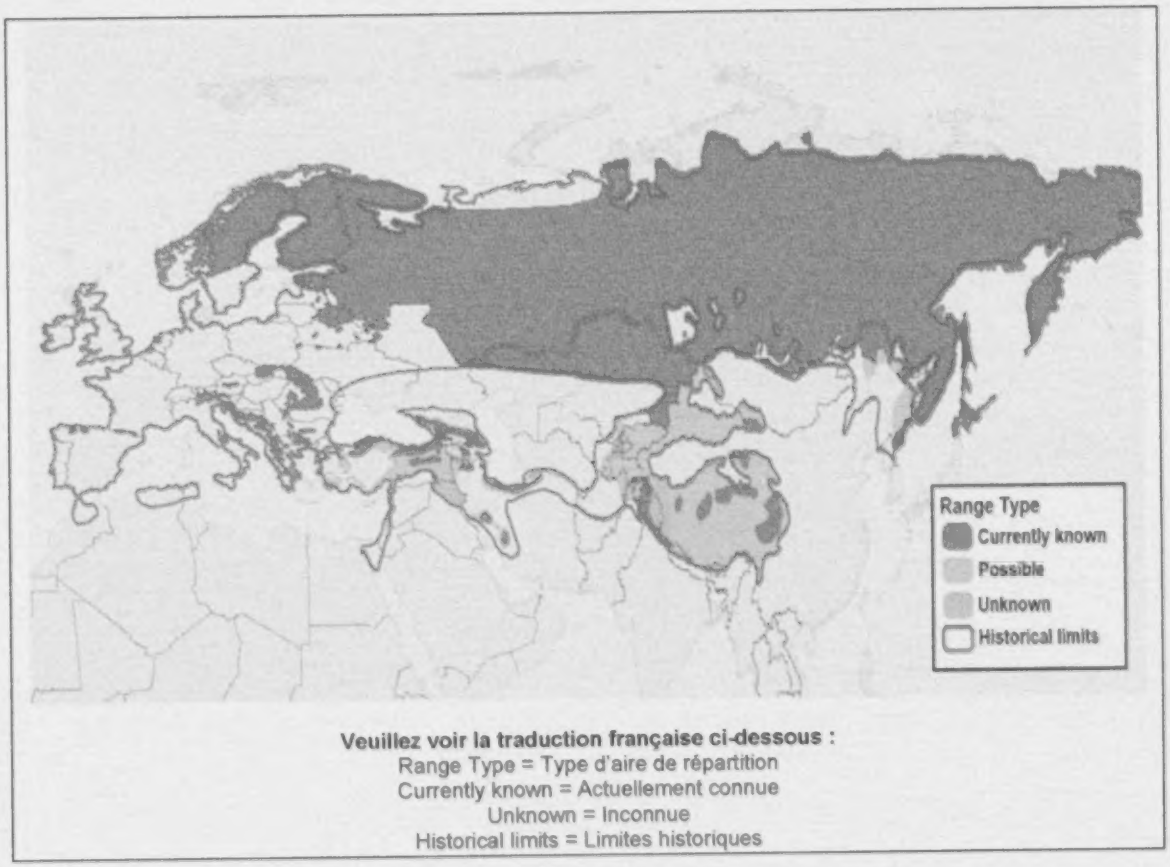
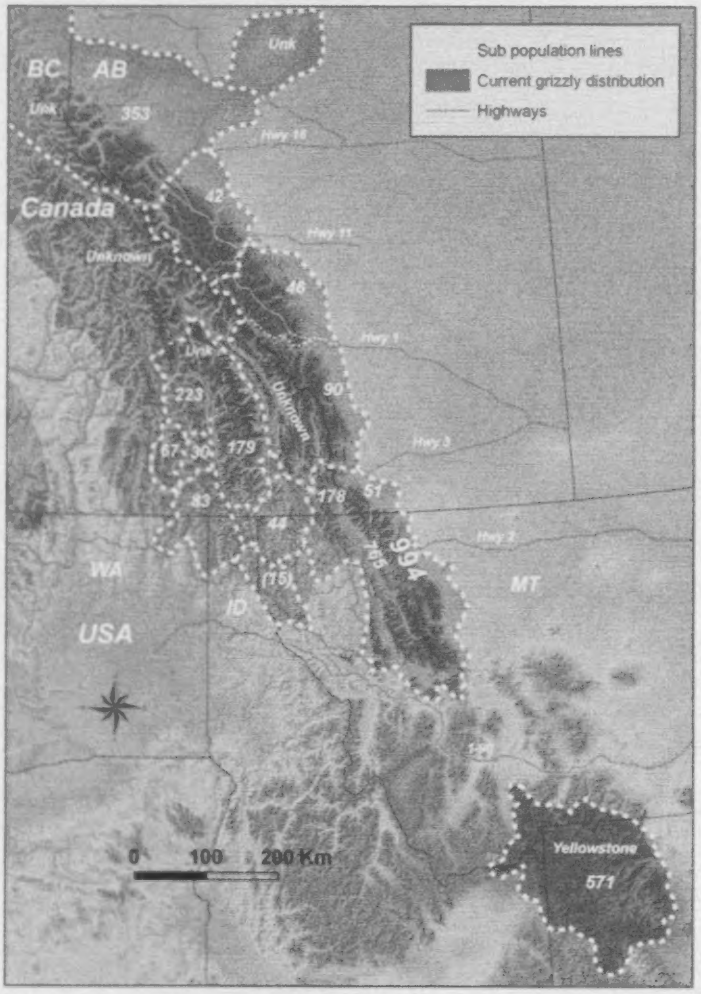


Figure 4. Répartition eurasienne de l'ours brun ou grizzli (*Ursus arctos*) (McLellan *et al.*, 2008).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Sub population lines = Limites des sous-populations
Current grizzly distribution = Répartition actuelle du grizzli
Highways = Routes
BC = C.-B.
AB = Alb.
Unk = Inconnu
Hwy = Route
Unknown = Inconnu
WA = Washington
USA = É.-U.
ID = Idaho
MT = Montana
Yellowstone = Parc Yellowstone
Km = km

Figure 5. Carte des sous-populations de grizzlis dans la région transfrontalière et en Alberta. Données tirées de la synthèse de la fragmentation. Les sous-populations se trouvent à l'intérieur des polygones délimités par des lignes en pointillé. Les valeurs numériques représentent les estimations d'effectif fondées sur des relevés. Dans les cas où un même polygone (sous-population) renferme plusieurs chiffres, les estimations concernent des compétences distinctes délimitées par une ligne continue et étroite (c.-à-d. province, frontière internationale ou limite de l'activité de recensement). La figure et le texte sont tirés de Proctor *et al.* (2012). Autorisation de l'éditeur en instance.

Répartition canadienne

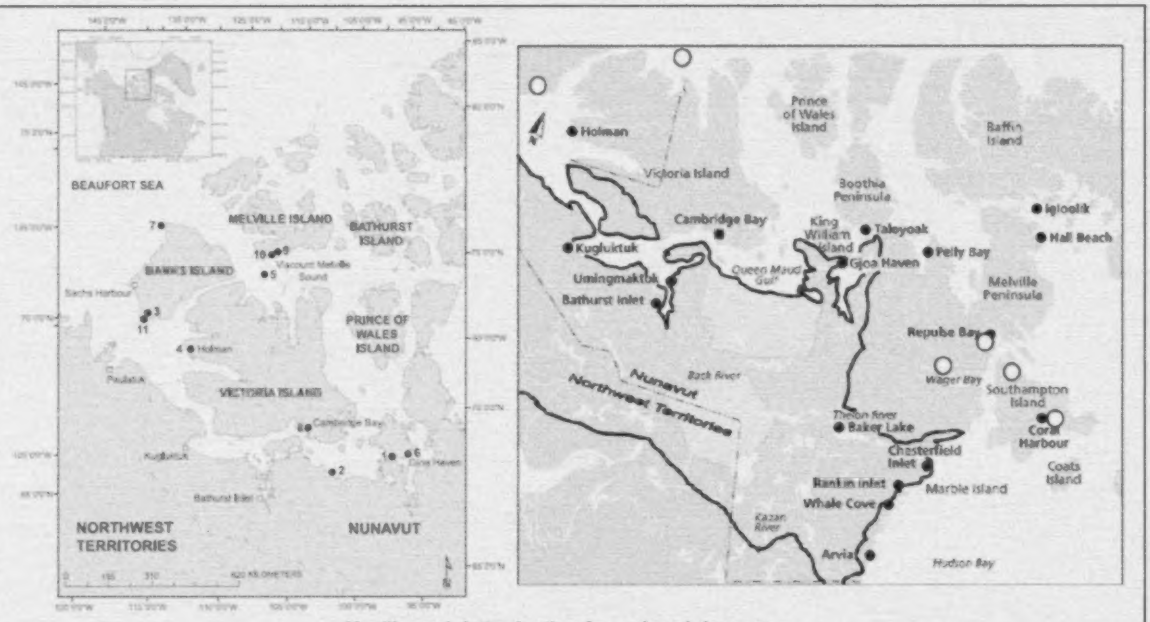
Au XIX^{e} siècle, le grizzli était présent dans presque toutes les régions élevées de l'Ouest canadien, dans les Prairies et dans certains secteurs de la partie ouest de la forêt boréale, en particulier la cordillère boréale, le centre aride de la Colombie-Britannique, les régions subarctiques du Yukon, des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut ainsi que certaines régions du Québec et du Labrador (figure 2). Il était probablement absent des forêts boréales de la Saskatchewan et du Manitoba. Les régions où le grizzli a disparu au Canada comprennent les zones non montagneuses de l'Alberta et certaines parties du sud de la Colombie-Britannique (McLellan, 1998; Nielsen *et al.*, 2004a). La diminution de l'aire de répartition nord-américaine de l'espèce coïncide avec l'arrivée des Européens. À l'heure actuelle, le grizzli occupe une superficie estimée à 2,98 x 10^{6} km^{2}. Aucune réduction appréciable de la répartition du grizzli au Canada n'a été consignée depuis la première évaluation réalisée par le COSEPAC en 1991 (Banci, 1991).

À la limite sud de l'aire de répartition de l'espèce, certaines populations géographiquement isolées présentent des différences importantes sur le plan de la distribution des allèles, surtout dans les lieux densément peuplés et les couloirs routiers très passants (Proctor *et al.*, 2005; idem, 2012). Par exemple, la population d'ours du nord de la chaîne Cascade, dans le sud de la Colombie-Britannique, laquelle pourrait compter moins de 20 individus, est séparée du territoire occupé par les ours à l'est et au nord-est par une large bande de territoire non occupée (de 70 à 160 km). Le seul cas avéré de franchissement de cette bande a été celui d'un individu qui avait été transplanté et qui est revenu (McLellan, 1998; T. Hamilton, comm. pers. [citée dans COSEPAC, 2002]). La bordure méridionale de l'aire de répartition du grizzli est constituée de plusieurs prolongements péninsulaires (figures 2 et 5). Là où ces péninsules se rétrécissent, les déplacements des ours sont entravés. On peut mentionner à titre d'exemples les régions de Kettle-Granby, des chaînons Valhalla, de la partie centrale de la chaîne Monashee et de la chaîne Yahk (unités démographiques provinciales), du centre-sud au sud-est de la Colombie-Britannique et le long de la partie sud de la chaîne Côtière, y compris les unités Cascades, Stein/Nahatlatch et Garibaldi/Pitt. Apps *et al.* (2010) ont récemment réalisé une étude des populations du lobe sud-ouest de l'aire de répartition du grizzli, tel qu'il est délimité par le sud de la chaîne Côtière. Depuis peu, cette région abrite de petites populations isolées et endogames qui sont le résultat direct du profil d'activité, d'occupation et d'accès humains. À des degrés divers, plusieurs de ces grappes génétiques sont en train de croître et de rétablir des liens entre elles, probablement depuis une dizaine d'années. Cependant, la population régionale élargie demeure très fragmentée en raison d'une densité locale très variable, et les ours tardent à se rétablir dans de nombreux secteurs. Par exemple, la population Stein-Nahatlatch est un isolat de quelque 23 individus et présente une variabilité génétique plus faible que toute autre population continentale d'Amérique du Nord.

Au cours de l'été 2009, des membres de la section métisse locale 780 Willow Lake, à Anzac, en Alberta, ont indiqué avoir vu aux environs du Great Divide SAGD Expansion Project de Connacher des ours qui n'y étaient pas auparavant (Connacher Oil and Gas, 2010). Les membres de la Première Nation de Whitefish Lake affirment pour leur part que, d'aussi loin qu'ils s'en souviennent, les grizzlis occupent la zone de gestion forestière S-9, dans le centre-nord de l'Alberta, à environ 76 km au nord-est de High Prairie (p. 10, Hickey, 1999). En Colombie-Britannique, le grizzli était commun dans le territoire des *Sngaytskstx* (Lower Kutenai = Indiens des lacs ou peuple des lacs Arrow-Okanagan-Colville) pendant et avant le milieu du XIX^{e} siècle (Ray, 1975, dans Bouchard et Kennedy, 2005).

Le grizzli a apparemment repoussé les limites nord et est de son aire de répartition actuelle au Canada, notamment dans les Territoires du Nord-Ouest, au Nunavut, dans le nord de la Saskatchewan et dans la toundra du Manitoba. Cette expansion n'est probablement pas le résultat d'une multiplication des mentions par suite de la croissance démographique humaine dans ces régions, pas plus qu'elle ne peut s'expliquer par le fait que les ours sont attirés par les déchets des collectivités. Il convient toutefois de noter que l'absence de relevés systématiques dans ces régions nous empêche de savoir si ces tendances résultent d'une augmentation des effectifs plutôt que de changements dans les profils de déplacement ou de répartition. L'analyse de Doupé *et al.* (2007), combinée aux connaissances traditionnelles autochtones et à d'autres sources (voir par exemple Clark, 2000; McLoughlin, 2001; Rockwell *et al.*, 2008), donne à penser que le grizzli est aujourd'hui plus commun dans la toundra du Bas-Arctique et du Moyen-Arctique, dans le nord-ouest du Canada (figure 6). L'espèce a été observée dans certaines régions de la partie continentale du Bas-Arctique et dans l'archipel arctique tout au long du XX^{e} siècle (synthèse dans Doupé *et al.*, 2007), mais les mentions sont aujourd'hui de plus en plus fréquentes. Dans le parc national Wapusk, au Manitoba, sept des neuf rencontres connues sont survenues depuis 2003 (Rockwell *et al.*, 2008). En Saskatchewan, des Autochtones ont récemment affirmé rencontrer régulièrement des grizzlis dans l'écozone de la taïga près de leurs camps, dans les Territoires du Nord-Ouest (T. Trottier, Saskatchewan Environment Resource Management, comm. pers., 2011). La Nunavut Wildlife Harvest Study, qui a été réalisée par le Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut (Nunavut Wildlife Management Board) de 1996 à 2001, révèle que l'aire de répartition du grizzli au Nunavut est plus grande que prévu. Par exemple, des Inuits signalent que des grizzlis ont récemment été tués dans des collectivités telles que Baker Lake, Gjoa Haven, Arctic Bay, Pelly Bay et Cambridge Bay (R. Jeppesen, Nunavut Wildlife Management Board, comm. pers., 2011). McLoughlin *et al.* (2003) ont constaté en 1999 que la population de grizzlis du Nunavut croissait à un taux annuel de 3 %. De nombreuses sources parlent de la présence de grizzlis dans des régions de l'Arctique où l'espèce n'avait jamais été observée ou d'un nombre anormalement élevé d'individus dans des régions où elle était rarement observée auparavant. Par exemple, des chercheurs ont récemment consigné la présence de grizzlis dans le nord de l'île Banks (Slavik, 2010), sur de la glace aux environs de l'île Holman (Slavik, 2010), sur de la glace près de Sachs Harbour (Ashford et Castleden, 2001), entre le continent et l'île Victoria (Thorpe, 2000), dans le passage Storis (Ugjulik), sur l'île du Roi-Guillaume et dans les environs

de Gjoa Haven (Keith et Arqviq, 2006). Un grizzli solitaire a été aperçu par un équipage en hélicoptère qui réalisait un recensement des oiseaux de rivage à l'île Melville, au Nunavut, en juin 2007 (Jennie Rausch, Service canadien de la faune, comm. pers., 2012).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Beaufort Sea = Mer de Beaufort
Melville Island = Île Melville
Bathurst Island = Île Bathurst
Viscount Melville Sound = Détroit du Vicomte de Melville
Prince Of Wales Island = Île Prince Of Wales
Sachs Harbour = Sachs Harbour
Victoria Island = Île Victoria
Cambridge Bay = Cambridge Bay
Northwest Territories = Territoires du Nord-Ouest
Prince of Wales Island = Île Prince of Wales
Baffin Island = Île de Baffin
Victoria Island = Île Victoria
Queen Maud Gulf = Baie de la Reine-Maud
King William Island = Île du Roi-Guillaume
Boothia Peninsula = Presqu'île de Boothia
Melville Peninsula = Pesqu'île Melville
Southampton Island = Île de Southampton
Coats Island = Île Coats
Thelon River = Rivière Thelon
Marble Island = Île Marble
Hudson Bay = Baie d'Hudson
Kazan River = Rivière Kazan
Back River = Rivière Back
Northwest Territories = Territoires du Nord-Ouest

Figure 6. Présence confirmée du grizzli dans l'archipel arctique canadien et dans l'est de la partie continentale du Nunavut (les mentions sont illustrées par des cercles noirs sur la carte de gauche et par des cercles blancs sur la carte de droite). Le trait large sur la carte de droite indique les limites de l'aire de répartition des grizzlis non errants selon l'interprétation de McLoughlin (2001). La carte de gauche a été réimprimée avec l'autorisation de Doupé *et al.* (2007), et celle de droite est tirée de McLoughlin (2001).

En ce qui a trait au grizzli de l'Ungava, les données permettant de délimiter la répartition antérieure de l'espèce au Québec et au Labrador comprennent des ossements (Spiess, 1976; Spiess et Cox, 1976), des pelleteries, la photo d'un crâne facilement identifiable dans un campement innu (datée de 1910 et reproduite dans Loring et Spiess, 2007), plusieurs relations d'explorateurs et une compilation de récits oraux innus (synthèse dans Loring et Spiess, 2007). Citons notamment un rapport récemment redécouvert sur le grizzli de l'Ungava, de Lucien M. Turner (1848-1909), naturaliste de la Smithsonian Institution et explorateur de la région. Turner avait acquis une expérience pratique considérable avec la faune du Nord et la traite des fourrures (lors de voyages en Alaska et dans le nord du Canada). Dans ses écrits, il reconnaît la présence de trois espèces d'ours distinctes dans le nord du Québec et le Labrador : l'ours blanc, l'ours noir et le grizzli (Loring et Spiess, 2007). Turner a abondamment écrit sur cette dernière espèce, notamment sur divers aspects de sa biologie et de sa relation avec les Innus. Loring et Spiess (2007) en ont réimprimé un extrait sur la répartition de l'ours dans la région de l'Ungava :

> « *Une espèce d'ours réputée être de la toundra peuple les forêts clairsemées qui longent la rivière George's [rivière George] sur un tronçon qui débute à moins de trente milles de son embouchure et qui se rend jusqu'à ses eaux d'amont. Sans être abondant, cet animal est relativement commun. Il l'est en fait un peu trop au goût de certains Autochtones, qui en ont une saine crainte. Cela peut paraître quelque peu étrange, mais il est malgré tout certain que cette espèce est absente de la vallée de la Koksoak, au sud du 56^{e} parallèle, et qu'elle se confine plutôt à la partie septentrionale de son territoire, dans la région située entre la chaîne de collines bordant la côte du Labrador et la vallée de la rivière George's. Elle est présente jusqu'aux eaux d'amont et s'étend ensuite vers l'ouest, au nord de la « ligne de partage des eaux ». Cet animal ne vit pas au sud du 55^{e} degré de latitude – du moins, je n'ai aucune information fiable me permettant de croire le contraire. Les Indiens affirment que, ces dernières années, cet ours a eu la lubie d'étendre son territoire à l'ouest des eaux d'amont de la rivière George's. La coloration du pelage de l'ours brun ou ours de la toundra varie énormément; elle est tantôt brun-jaunâtre, tantôt gris foncé... Cet animal est extrêmement sauvage, se ruant sur son ennemi avec une férocité que ne possède aucune autre espèce d'ours.* »
> (traduit de l'anglais)

Dans des entrevues réalisées auprès d'Innus en 1927-1928, l'anthropologue William Duncan Strong (Strong, 1930) a confirmé que les Autochtones de la région connaissaient l'existence d'un ours brun beaucoup plus féroce que l'ours noir (*mésk-weh*) ou que l'ours blanc (*wah-púsk-weh*) et qu'ils lui avaient donné le nom *métācū, méh-tah-shue* ou *matashu* [« ours rouge » dans la langue des Mushua-Innus du Labrador et du Nunavik]). L'espèce était également connue des commerçants chevronnés de la Compagnie de la Baie d'Hudson qui travaillaient dans la région au XIX^{e} siècle; ces commerçants avaient d'ailleurs compilé pour le district des inventaires d'ours noirs, de grizzlis et d'ours blancs (voir par exemple John Maclean, cité dans Elton, 1954). Elton (1954) parle abondamment de peaux de grizzlis peu nombreuses

mais relativement communes qui étaient séparées des autres pelleteries dans les postes de traite du Labrador au milieu du XIX^{e} siècle, lesquelles ne pouvaient provenir d'ailleurs que de la péninsule d'Ungava.

Personne ne sait quand cette population a disparu, mais Loring et Spiess (2007) laissent entendre que certains chasseurs innus âgés connaissent encore le mot *matashu* – un gros ours dangereux au pelage brun-jaune qui figure dans les légendes et les récits oraux des Innus (Lefebvre, 1972; Savard, 1985; idem, 2004). Toutefois, ces auteurs notent également qu'il ne subsistera bientôt aucun souvenir du grizzli chez le peuple de la région de l'Ungava; les preuves de l'existence passée de cet ours dans le nord du Québec et au Labrador reposeront alors uniquement sur des spécimens retrouvés, des relations historiques et la photographie prise à Cabot's Long Pond (p. 14). Dans son relevé ethnobiologique de 2004, Stephen Loring note ce qui suit : « Si les Innus âgés associent *matashu* à un gros ours brun et expriment parfois un certain étonnement au souvenir de ce mot, ceux à qui nous avons parlé avaient bien peu de choses à dire sur l'histoire ou les habitudes de cet animal. » (Loring, 2005, traduit de l'anglais) La dernière mention date de 1948 (Wright, 1962).

Activités de recherche

Les méthodes de recherche employées pour repérer le grizzli et pour mesurer l'effectif varient grandement d'une région à l'autre. Il peut s'agir de relevés, de la compilation de connaissances traditionnelles autochtones, de la récupération de spécimens et de peaux, d'études de marquage et de recapture classiques ou axées sur l'ADN ou d'autres techniques de recensement des populations. La présence d'un grizzli dans une région risque peu de passer inaperçue, et les limites de l'aire de répartition de l'espèce au Canada (figure 2) sont relativement bien connues. Les sources scientifiques consultées pour cerner la répartition du grizzli au Canada sont facilement accessibles et comprennent Mattson et Merrill (2002), Schwartz *et al.*, (2003a), Austin *et al.* (2004), Proctor *et al.* (2005), Doupé *et al.* (2007), Environnement Canada (2009) et ASRDACA (2010); la plupart de ces sources illustrent cependant des démarcations approximatives sur leurs cartes en se fondant sur des mentions, des spécimens morts et des habitats perçus sans vraiment y confirmer la présence soutenue de l'espèce dans le temps.

HABITAT

Besoins

Le grizzli est un généraliste sur le plan de l'habitat. Il se rencontre aussi bien au niveau de la mer que dans les régions alpines. Au Canada, l'espèce occupe des milieux variés – forêts pluviales côtières tempérées, toundra alpine, cordillère et forêts boréales de terrain élevé, prairies arides de la Colombie-Britannique et des provinces des Prairies (le long des contreforts sud-est des Rocheuses; Morton et Lester, 2004), taïga subarctique et toundra du Bas-Arctique. Le grizzli est une espèce omnivore, quoique principalement herbivore. Sa position trophique peut toutefois varier grandement, même

au sein d'une population, allant d'un herbivorisme quasi complet à un carnivorisme quasi complet (M. A. Edwards *et al.*, 2011). L'association à l'habitat présente un fort caractère saisonnier et reflète ordinairement la phénologie des plantes de la région, la période de mise bas des ongulés au printemps et celle de la montaison des poissons migrateurs (là où elle a lieu) (Schwartz *et al.*, 2003a).

Au moyen de fonctions de sélection des ressources et de la télédétection, plusieurs chercheurs ont décrit la physiographie et la végétation caractéristiques de l'habitat de certaines parties de l'aire de répartition du grizzli au Canada (McLoughlin *et al.*, 2002a; Theberge *et al.*, 2005; Theberge et Stevens, 2005; Nielsen *et al.*, 2006; Ciarniello *et al.*, 2007a; idem, 2007b; Maraj, 2007; Chetkiewicz et Boyce, 2009; Collingwood *et al.*, 2009; Milakovic *et al.*, 2012). De plus en plus, les travaux d'évaluation de l'habitat du grizzli focalisent sur les attributs anthropiques plutôt que sur les caractéristiques naturelles de la végétation et du terrain en tant que déterminants de la sélection et de l'occupation de l'habitat (Chruszcz *et al.*, 2003; Apps *et al.*, 2004; Nielsen *et al.*, 2004a; idem, 2004b; idem, 2006; Mueller *et al.*, 2004; Waller et Servheen, 2005; Linke *et al.*, 2005; Johnson *et al.*, 2005; Nielsen *et al.*, 2006; idem, 2010; Berland *et al.*, 2008; Roever *et al.*, 2008a; idem, 2008b; idem, 2010; Graham *et al.*, 2010). L'activité humaine influe sur le profil d'occupation de l'habitat potentiel. Les ours évitent généralement les zones d'activité humaine ou présentent un taux élevé de mortalité d'origine humaine lorsqu'ils continuent d'y vivre (McLellan et Shackleton, 1988; McLellan, 1990). La superficie de l'habitat auquel renonce le grizzli peut être nettement supérieure à celle de la zone aménagée proprement dite. Par conséquent, l'évaluation de l'habitat du grizzli repose souvent sur des indicateurs de la perte de fonctionnalité de l'habitat pour tenir compte des effets de l'activité humaine (voir par exemple Gibeau, 1998; idem, 2000).

Certains milieux perturbés peuvent attirer les ours (p. ex. réserves routières [Chruszcz *et al.*, 2003; Roever *et al.*, 2008a; idem, 2008b, Graham *et al.*, 2010]), même si le volume de circulation peut influer sur le profil d'occupation [Waller et Servheen, 2005]). Des zones en apparence productives, telles que des emprises routières et des vallées caractérisées par une forte densité humaine, peuvent également exposer les ours à des taux plus élevés de mortalité anthropique et agir par conséquent comme des pièges écologiques (Herrero *et al.*, 2005; Nielsen *et al.*, 2006; Roever *et al.*, 2008a; idem, 2008b). Ces derniers temps, les initiatives d'aménagement du territoire axées sur la conservation sont orientées par des travaux de modélisation des zones relativement sûres pour le grizzli (les secteurs où les ours peuvent répondre à leurs besoins énergétiques tout en évitant la mortalité anthrophique), notamment la délimitation de zones servant de liens entre différentes parcelles d'habitat (voir par exemple Gibeau *et al.*, 2001; Gibeau, 2005; Theberge et Stevens, 2005; Nielsen *et al.*, 2006; Apps *et al.*, 2007; Chetkiewicz et Boyce, 2009; Ciarniello *et al.*, 2009; Maraj, 2007; idem, 2010). Les zones sûres englobent des parcelles d'habitat convenable, sont suffisamment vastes pour permettre aux ours de trouver le minimum de nourriture dont ils ont besoin chaque jour et se trouvent à l'extérieur des zones d'influence de l'activité humaine. Pour continuer d'occuper un territoire, les ours ont probablement besoin de zones qui leur

permettent de circuler entre les petites parcelles d'habitat convenable (voir par exemple Proctor *et al.*, 2005).

Tendances

De nombreuses recherches traitent des menaces pesant sur l'habitat du grizzli (voir *Menaces et facteurs limitatifs*). Cependant, en ce qui a trait à l'étendue de l'habitat disponible au Canada, il est difficile de dégager ou de quantifier les tendances qui se dessinent depuis la mise à jour de 2002 du rapport du COSEPAC. Pour l'UD de l'Ouest dans son ensemble, l'habitat du grizzli est vraisemblablement resté à peu près inchangé par rapport à ce qui était décrit dans les rapports antérieurs du COSEPAC, qui datent de Banci (1991). Il faut cependant signaler une exception, celle de la limite méridionale de l'aire de répartition en Colombie-Britannique et en Alberta, où la fragmentation et la dégradation de l'habitat se poursuivent, voire s'intensifient dans certains secteurs, sous l'effet de l'occupation humaine, de l'extraction des ressources et de l'activité récréative (Proctor *et al.*, 2005; idem, 2012; ASRDACA, 2010). La moitié nord de l'aire de répartition du grizzli est demeurée relativement intacte, mais la situation est appelée à changer par suite des pressions croissantes engendrées par la mise en valeur des ressources naturelles (voir *Menaces – Perturbation de l'habitat*).

BIOLOGIE

Généralités

LeFranc *et al.* (1987), Pasitschniak-Arts (1993), J. Craighead *et al.* (1995), Pasitschniak-Arts et Messier (2000) ainsi que Schwartz *et al.* (2003a) ont publié des synthèses de la biologie du grizzli. Les sections qui suivent traitent des nouvelles connaissances acquises sur les caractéristiques du cycle vital qui ont des incidences sur le statut de l'espèce.

Cycle vital et reproduction

L'âge des femelles primipares et l'intervalle entre les mises bas varient en fonction de la qualité de l'habitat (Hilderbrand *et al.*, 1999b; Ferguson et McLoughlin, 2000). L'âge à la première reproduction est lié à la taille, qui est elle-même tributaire de facteurs environnementaux tels que la production primaire (Ferguson et McLoughlin, 2000). Les grizzlis du parc national Yellowstone atteignent la taille adulte moyenne dans cinq des onze mesures corporelles à l'âge de 4 ans et dans l'ensemble des mesures corporelles à l'âge de 7 ans (Blanchard, 1987).

L'âge à la première reproduction varie grandement d'une région à l'autre. La première reproduction réussie chez les femelles peut avoir lieu dès l'âge de 3,5 ans dans les Rocheuses (Aune *et al.*, 1994; Wielgus et Bunnell, 1994) et peut être retardée jusqu'à l'âge de 9,5 ans dans le Bas-Arctique (Case et Buckland, 1998). Schwartz *et al.* (2003b) ont observé d'importants changements dans la production de portées à l'âge

de 4 ou 5 ans (l'âge à la première reproduction) et à l'âge de 28 ou 29 ans (sénescence). Les portées apparaissent à des intervalles de trois ans entre ces âges.

Les portées comptent de un à trois oursons; leur taille et le taux de survie dépendent de la quantité de nourriture disponible. Par exemple, au Nunavut, les Inuits signalent qu'ils ne voient généralement qu'un ourson pendant les « mauvaises années » (Nirlungayuk, 2008), alors que, près des côtes de la Colombie-Britannique, où la nourriture est plus abondante et prévisible, les portées comptent en moyenne 2,3 oursons par femelle (MacHutchon *et al.*, 1993). À la naissance, les oursons pèsent environ 0,5 kg. La mère les nourrit à l'intérieur de la tanière jusqu'à une période pouvant aller de la fin de février au début de mai, selon la latitude (par exemple, dans la toundra du Bas-Arctique, les femelles émergent de leur tanière au cours de la première semaine de mai [McLoughlin *et al.*, 2002b]). Les petits sont parfois sevrés après un an, mais plus souvent à l'âge de deux ans. J. Craighead *et al.* (1995) ont découvert que, chez les 44 portées surveillées dans le parc national Yellowstone, 31,8 % des oursons étaient sevrés à l'âge d'un an et 68,2 % l'étaient à l'âge de deux ans. Le tableau 1 présente les paramètres de la reproduction chez les grizzlis femelles au Canada et dans des régions avoisinantes.

Tableau 1. Estimations des paramètres de la reproduction chez le grizzli au Canada et dans des États américains voisins. Taux estimés à l'aide de diverses méthodes.

	Âge (années)[1] à la première portée		Taille de la portée[2]		Intervalle entre les mises bas (années)		
Zone d'étude	Moyenne (*n*)	Fourchette	Moyenne (*n*)	Fourchette	Moyenne (*n*)	Fourchette[3]	Référence
Rivière Berland (Alb.)	—	6 - ?	1,8 (5)	1 - 3	—	—	Nagy *et al.*, 1988
Bassin hydrographique de la rivière Bow (Alb.)	6,6 (9)	6 – 8	1,8 (38)	1 - 3	4,4 (15)	3 - 5	Garshelis *et al.*, 2005
Yellowhead-contreforts (Alb.)[5]	4,0[6]	—	1,8 (34)	1 - 3	—	—	Boulanger et Stenhouse, 2009
Rivière Flathead (C.-B.)	6,0 (5)	5 – 8	2,3 (31)	1 - 3	2,7 (9)	1 - 4	McLellan, 1989c
Chaînons Hart (C.-B.)	—	—	1,9 (13)	1 - 3	—	5 - 6	Ciarniello, 2006
Vallée de la Khutzeymateen (C.-B.)	—	—	2,4 (8)	1 - 3	—	—	MacHutchon *et al.*, 1993
Plateau Parsnip (C.-B.)	4,3 (3)	4 – 5	2,0 (7)	1 - 3	—	3	Ciarniello, 2006
Chaîne Cabinet-Yaak (É.-U./C.-B.)	6,6 (5)	6 – 7	2,1 (13)	—	3,0 (7)	2 - 4	Wakkinen et Kasworm, 2004
Chaîne Selkirk (É-U./C.-B.)	6,5 (8)	6 – 7	2,2 (17)	1 - 3	3,0 (8)	—	Wakkinen et Kasworm, 2004
Ligne de partage des eaux (nord) (Montana)	5,7 (10)	4 – 7	2,1 (56)	1 - 4	2,7 (16)	2 - 4	Aune *et al.*, 1994
Monts Swan (Montana)	5,7 (3)	4 – 8	1,6 (17)	1 - 2	3,0 (6)	2 - 4	Mace et Waller, 1998
Rivières Brock-Hornaday (T.N.-O.)	—	5 – 6	1,5 (?)	—	—	—	Nagy et Branigan, 1998
Rivières Anderson-Horton (T.N.-O.)	10,8 (12)	6 - ?	2,3 (37)	1 - 3	4,3 (15)	3 - 5	Clarkson et Liepins, 1994
Toundra du Bas-Arctique (T.N.-O et Nunavut)[4]	8,1 (10)	—	2,2 (35)	1 - 4	2,8 (17)	1 - 6	McLoughlin *et al.*, 2003b et c
Monts Mackenzie (T.N.-O.)	—	8 - ?	1,8 (6)	—	3,8 (5)	—	Miller *et al.*, 1982

Zone d'étude	Âge (années)[1] à la première portée		Taille de la portée[2]		Intervalle entre les mises bas (années)		Référence
	Moyenne (*n*)	Fourchette	Moyenne (*n*)	Fourchette	Moyenne (*n*)	Fourchette[3]	
Monts Richardson (T.N.-O.)	—	5 – 6	2 (?)	—	—	—	Nagy et Branigan, 1998
Péninsule de Tuktoyaktuk (T.N.-O.)	5,9 (10)	5 – 8	2,3 (18)	1 - 3	3,3 (8)	3 - 4	Nagy *et al.*, 1983a
Kugluktuk (Nunavut)[4]	8,7 (6)	7 – 10	2,3 (19)	1 - 4	2,8 (8)	1 - 4	Case et Buckland, 1998
Nord du Yukon (Yukon)	—	6 – 8	2,0 (6)	1 - 3	—	3 - 5	Nagy *et al.*, 1983b
Parc national et réserve de parc national Kluane (Yukon)	8,10 (7)	7 – 9	1,97 (29)	1 - 3	2,75 (16)	1 – 5	McCann, 1998

[1]Ne tient pas compte des « demi-années »; par exemple, une ourse de 6,5 ans serait considérée comme ayant 6 ans.

[2]Oursons de l'année.

[3]Comprend des portées qui n'ont pas survécu.

[4]Case et Buckland (1998) présentent un sous-ensemble de données tirées de la zone d'étude élargie de McLoughlin *et al.* (2003).

[5]Comprend des données provenant principalement des unités de gestion du grizzli (UGG) de Yellowhead et de Grande Cache, mais également des données provenant des UGG de Clearwater, de Swan Hills, de Waterton et de Livingstone (Boulanger et Stenhouse, 2009). Données présentées dans ASRDACA (2010) et compilées par P. McLoughlin.

[6]La proportion de femelles qui ont mis bas sans avoir à allaiter une portée antérieure était de 0,42 % à l'âge de 4 ans. Il n'existe aucune donnée sur les femelles ayant mis bas à un âge plus précoce.

Les mâles parviennent à la maturité à un âge variant de 3,5 ans à 5,5 ans (White *et al.*, 1998; idem, 2005). Même s'ils ont atteint la maturité physiologique, les mâles plus jeunes sont peu susceptibles de se reproduire, parce que les mâles plus âgés les en empêchent. Les mâles adultes plus âgés sont les géniteurs d'un nombre disproportionné d'oursons par rapport à leur représentation au sein de la population. J. Craighead *et al.* (1995) n'ont pas observé de copulation chez les mâles de moins de 5 ans ni d'accouplement réussi chez les mâles de moins de 9 ans (comparativement aux femelles qui réussissent à se reproduire dès l'âge de 5 ans). Dans le parc Yellowstone, les mâles atteignent la taille adulte moyenne dans 7 des 11 mesures corporelles à l'âge de 6 ans et dans l'ensemble des mesures corporelles à l'âge de 9 ans (Blanchard, 1987). Dans la chaîne Brooks, en Alaska, la période d'accouplement optimale chez les mâles se situe entre 9 et 18 ans : le tiers des oursons dont le père était connu étaient issus de mâles âgés de 9 à 11 ans, et un seul mâle de plus de 18 ans a réussi à s'accoupler avec succès (L. Craighead *et al.*, 1995).

Le calcul de la durée d'une génération chez le grizzli (l'âge moyen des parents de la population) donne une estimation de 13 à 14 ans (selon la formule du Standards and Petitions Committee de l'IUCN, 2011). Cette estimation a été produite au moyen des paramètres énoncés dans le présent document, c'est-à-dire que : 1) les taux de survie annuels estimatifs sont fondés sur des moyennes tirées des colonnes du tableau 2 et sont donc considérés comme constants dans l'ensemble des tranches d'âge indiquées dans ce tableau; 2) l'âge à la première reproduction est fixé à 6 ou à 7 ans (6,7 ans étant la moyenne tirée des données sommaires du tableau 1; Ferguson et McLoughlin, 2000); 3) le taux de survie et la fréquence de la reproduction triennale sont considérés comme constants jusqu'à ce que les animaux atteignent l'âge de 25 à 30 ans (c.-à-d. absence présumée de sénescence sexuelle ou de mortalité accrue chez les adultes

vieillissants). Le rajustement des valeurs pour l'âge moyen à la première reproduction ou pour la longévité maximale n'a pas eu d'incidence appréciable sur l'âge moyen des femelles en état de se reproduire, parce qu'il n'est pas tenu compte des individus très âgés ou très jeunes. Ainsi, ce calcul est fondé sur des moyennes ou sur les meilleurs scénarios, estimés à partir de données recueillies par diverses méthodes. Par conséquent, il ne devrait pas être considéré comme exact ou représentatif d'une population en particulier; il s'agit plutôt d'une approximation générale fondée sur l'information accessible.

Tableau 2. Taux de survie annuels estimatifs chez les grizzlis pourvus d'un collier émetteur au Canada et dans des États américains voisins. Taux estimés au moyen de méthodes diverses.

	Adultes		Subadultes				
Zone d'étude	Mâles	Femelles	Mâles	Femelles	Oursons d'un an	Oursons de l'année	Référence
Blackfeet-Waterton (Montana/Alberta)	0,63	0,92	0,80	0,86	—	—	McLellan *et al.*, 1999
Bassin hydrographique de la Bow (Alberta)[1]	0,87	0,95	0,69	0,92	0,91	0,79	Garshelis *et al.*, 2005
Grande Cache (Alberta)	0,80	0,91	—	—	—	—	Boulanger et Stenhouse, 2009
Kananaskis (Alberta)	0,70	0,93	0,89	0,89-0,93	—[4]	0,78	Wielgus et Bunnell, 1994
Yellowhead (Alberta)	0,79	0,90	—	—	—	0,53	Boulanger et Stenhouse, 2009
Centre des Rocheuses (Alb./C.-B.)	0,89	0,91	0,74	0,95	—	—	McLellan *et al.*, 1999
Rivière Flathead (C.-B.)[2]	0,92	0,94	0,92	0,94	0,88	0,82	McLellan, 1989b
Rivière Flathead (C.-B.)[2]	—	0,95	—	0,93	0,94	0,87	Hovey et McLellan, 1996
Chaînons Hart (C.-B.)[3]	—	0,96	—	—	—	—	Ciarniello, 2006
Plateau Parsnip (C.-B.)[3]	—	0,92	—	—	—	—	Ciarniello, 2006
Rivière Flathead (nord) (C.-B./Montana)[2]	0,89	0,96	0,78	0,94	—	—	McLellan *et al.*, 1999
Chaîne Cabinet-Yaak (É.-U./C.-B.)	0,85	0,93	0,88	0,77	0,88	0,68	Wakkinen et Kasworm, 2004
Chaîne Selkirk (É.-U./C.-B.)	0,91	0,94	0,77	0,90	0,78	0,88	Wakkinen et Kasworm, 2004
Rivière Flathead (sud) (Montana)	0,89	0,89	0,78	0,87	—	—	McLellan *et al.*, 1999
Monts Swan (Montana)	—	0,90	—	0,83	0,91	0,79	Mace et Waller, 1998
Toundra du Bas-Arctique (T.N.-O./Nunavut)	0,99	0,98	—	—	0,68	0,74	McLoughlin *et al.*, 2003

Zone d'étude	Adultes		Subadultes		Oursons d'un an	Oursons de l'année	Référence
	Mâles	Femelles	Mâles	Femelles			
Parc national et réserve de parc national Kluane (Yukon)	0,947	0,948	0,859	0,823	0,757	0,252	McCann, 1998

[1]Chiffres fondés sur la mortalité connue + la mortalité soupçonnée pendant l'étude, au moyen de la méthode de la « mise en commun » des années. Comprend les oursons.

[2]Taux calculé au cours de la même étude, avec échange de données sur une période différente ou au moyen de méthodes différentes.

[3]Les échantillons étaient trop petits pour qu'il soit possible de mesurer adéquatement la survie chez les grizzlis des autres catégories d'âge (c.-à-d. < 10 individus).

[4]Comprend les oursons.

D'ordinaire, les taux de survie annuels varient en fonction du sexe, de l'âge ou du stade du cycle vital (tableau 2). En général, les chercheurs les évaluent séparément pour les oursons de l'année, les oursons d'un an, les subadultes (âgés de 2 à 4 ans) et les adultes (âgés de 5 ans ou plus). L'âge maximal varie de 20 à 30 ans à l'état sauvage, selon l'habitat et l'exposition aux risques de mortalité anthropique (McLoughlin, 2003), mais il n'est pas rare de voir des ours en captivité vivre plus longtemps (p. ex. 40 ans; Weigl, 2005). Suivant le profil général, les oursons de l'année et les oursons d'un an ont un taux de survie plus faible que les subadultes et les adultes (tableau 2). La mortalité de cause humaine contribue pour beaucoup à la mortalité globale dans la plupart des régions où le grizzli est présent, et elle varie en fonction du sexe et de l'âge. Les mâles, surtout les jeunes, sont plus susceptibles que les femelles de mourir de causes non naturelles. Par exemple, dans le bassin hydrographique de la Bow, en Alberta, Garshelis *et al.* (2005) ont découvert qu'un seul mâle sur onze était mort de cause naturelle, alors que, chez les femelles, les taux de mortalité naturelle et les taux de mortalité non naturelle étaient à peu près semblables. Les mâles présentent souvent un taux de survie inférieur à celui des femelles (tableau 2), peut-être parce qu'ils sont plus fréquemment la proie des chasseurs et qu'ils ont davantage tendance à entrer en conflit avec les humains.

Il est difficile d'évaluer les taux et les causes de mortalité naturelle. En général, le seul moyen d'y parvenir consiste à suivre les bêtes portant un collier émetteur. Par exemple, au cours d'une étude sur la mortalité des grizzlis dans la toundra du Bas-Arctique, au Nunavut et dans les Territoires du Nord-Ouest, McLoughlin *et al.* (2003b) ont observé uniquement des morts naturelles chez les femelles adultes, à l'exception d'une mort découlant d'une capture. En revanche, dans les Rocheuses, la mortalité de cause humaine peut représenter 77 % de la mortalité enregistrée (McLellan *et al.*, 1999). Lorsqu'ils sont uniquement exposés à des risques de mortalité naturelle, les grizzlis adultes affichent généralement un taux de survie élevé (supérieur à 90 % par an), tandis que les oursons de l'année et les oursons d'un an ont des taux de survie inférieurs. Les grizzlis meurent de diverses causes naturelles, dont les accidents naturels (p. ex. effondrement de tanières, avalanches, noyades), la sénescence, la famine et la prédation intraspécifique associée à la pénurie alimentaire ou à l'infanticide. Ce dernier phénomène survient lorsque des mâles tuent des oursons dont ils ne sont

pas les géniteurs pour redéclencher l'œstrus chez une femelle (voir par exemple McLellan, 2005).

Physiologie

Dans le contexte de l'attribution d'un statut à l'espèce, le grizzli se distingue surtout, dans sa physiologie, par sa vulnérabilité associée au séjour en tanière (hibernation ou dormance). Même si, dans certaines régions, l'espèce ne se retire pas tous les ans dans une tanière (Van Daele *et al.*, 1990; Murphy *et al.*, 1998), le manque de nourriture et les intempéries forcent la plupart des ours à « hiberner » pendant les mois d'hiver. Il ne s'agit cependant pas d'une véritable hibernation, mais plutôt d'une forme de sommeil hivernal où le métabolisme ralentit moins et où la température corporelle demeure plus élevée que chez les véritables animaux hibernants. La durée du séjour en tanière dépend du type d'ours : les femelles gravides sont généralement les premières à entrer dans leur tanière et les dernières à en sortir, tandis que les mâles adultes sont ceux qui y séjournent le moins longtemps (Wildlife Management Advisory Council [North Slope] et Aklavik Hunters and Trappers Committee, 2008). La durée de l'occupation de la tanière est associée à la latitude : les ours vivant à des hautes latitudes se retirent dans leur tanière plus tôt et y restent plus longtemps (Schwartz *et al.*, 2003a). Les grizzlis du parc national Banff passent en moyenne 4,5 mois par année dans une tanière (Vroom *et al.*, 1980). Dans la toundra du Bas-Arctique, au Nunavut, la moyenne est plutôt de 185 jours (6,2 mois) chez les mâles et de 199 jours (6,6 mois) chez les femelles (McLoughlin *et al.*, 2002b). Au Nunavut, les grizzlis hibernent d'octobre-novembre à avril-mai, le moment exact dépendant des conditions météorologiques (Nirlungayuk, 2008). Même à de hautes latitudes, le grizzli peut rester actif bien après le début de décembre, si les conditions météorologiques le permettent (Arctic Borderlands Ecological Knowledge Co-op, 1997). Dans le Grand Nord, les profils d'hibernation semblent avoir récemment changé; les ours se retirent dans leur tanière plus tard dans l'année et en ressortent plus tôt (Wildlife Management Advisory Council [North Slope] et Aklavik Hunters and Trappers Committee, 2008). Ce phénomène pourrait être attribuable à la prolongation de la saison de croissance dans l'Arctique ces dernières années (Arctic Climate Impact Assessment, 2004), mais cette hypothèse n'a pas encore été vérifiée.

Pendant l'hibernation, les ours doivent soutenir le coût métabolique de leur survie par le catabolisme de la graisse et des protéines emmagasinées et s'abstenir d'uriner ou de déféquer pendant de longues périodes. Les femelles gestantes, qui mettent bas pendant le séjour en tanière, doivent aussi compenser les coûts métaboliques du dernier stade de gestation et de la lactation sans pouvoir chercher de nourriture. La perte de poids chez les ours sauvages hibernants varie de 16 à 37 % (Hellgren, 1998). En Alaska, les femelles adultes soumises à l'étude de Hilderbrand *et al.* (2000) avaient perdu en moyenne 73 kg (32 % de leur masse corporelle) pendant l'hiver, et la graisse représentait la majeure partie de cette perte (56 %). Les femelles émergeant de leur tanière avec des nouveau-nés ou des oursons d'un an pesaient moins que les femelles seules; elles avaient moins de graisse et moins de masse maigre, ce qui témoigne des coûts relatifs de l'hibernation, de la gestation et de la lactation (Hilderbrand *et al.*, 2000).

Dans la partie centrale de l'Arctique canadien, la masse adipeuse totale pouvait atteindre 6,3 % de la masse corporelle des grizzlis au début de l'été et remonter à 33,6 % en automne (Gau, 1998).

L'hyperphagie, particulièrement d'aliments riches en hydrates de carbone tels que les petits fruits, fait partie des préparatifs pour le séjour en tanière. Ce réflexe compulsif d'emmagasiner suffisamment de réserves de graisse pour réduire le plus possible le catabolisme de la masse musculaire pendant l'hibernation pousse les ours à manger et détermine en grande partie leur comportement à la fin de l'été et à l'automne. Ainsi, les grizzlis de la partie centrale de la côte de la Colombie-Britannique parcourent de grandes distances pendant la saison des petits fruits, dont ils trouvent une dizaine d'espèces dans divers milieux (Hamilton et Bunnell, 1987). En outre, il a souvent été signalé que les ours des populations côtières migrent à l'automne vers les rivières à saumon (LeFranc *et al.*, 1987).

Adaptabilité

En plus de pouvoir survivre à des disettes prolongées, les grizzlis présentent des adaptations comportementales qui leur permettent de survivre dans toutes sortes de milieux. Fait important, le grizzli a une bonne capacité d'apprentissage. Par exemple, les ours qui obtiennent de la nourriture anthropique en récompense de comportements particuliers deviennent rapidement conditionnés (McCullough, 1982). Ce phénomène, conjugué à la tendance générale des grizzlis à s'associer aux lieux occupés par les humains, contribue aux conflits ours-humains (Herrero, 2002; Inuuvik Community Corporation *et al.*, 2006; Lutsel K'e First Nation *et al.*, 2001). Des programmes de déconditionnement ont été instaurés à de nombreux endroits pour tirer parti de la capacité des ours de modifier leur comportement (voir par exemple la synthèse dans Schirokauer et Boyd, 1998), et ils ont été couronnés de succès dans certains cas (Honeyman, 2008).

Relations interspécifiques

Sur les plans anatomique et physiologique, le système digestif du grizzli présente les mêmes caractéristiques de base que celui des autres carnivores (Rode *et al.*, 2001). Malgré tout, l'espèce consomme des quantités relativement importantes de végétation. Le degré d'herbivorisme varie d'un type d'habitat à l'autre, mais, dans la plupart des régions, l'ours dépend d'une gamme variée de plantes. Par conséquent, le régime alimentaire est largement tributaire des saisons. Dans certaines régions, le grizzli est principalement carnivore; il peut être à la fois un prédateur et un détritivore efficace. À partir des signatures d'isotopes stables, Hilderbrand *et al.* (1999b) ont pu établir que la contribution des végétaux au régime alimentaire des femelles adultes pouvait varier de 19 % sur le littoral de l'Alaska à 98 % dans le parc national et la réserve de parc national Kluane. Les habitudes alimentaires qui reposent sur des relations interspécifiques varient grandement d'une région et d'une saison à l'autre.
Les habitudes alimentaires ont fait l'objet d'un grand nombre d'études, et LeFranc *et*

al. (1987), Pasitschniak-Arts (1993), Pasitschniak-Arts et Messier (2000) ainsi que Schwartz *et al.* (2003a) en ont fait des synthèses rigoureuses.

Dans la partie centrale de la côte de la Colombie-Britannique, MacHutchon *et al.* (1993) ont relevé 65 aliments faisant partie du régime du grizzli, dont 49 espèces végétales. Au printemps, les carex sont la principale nourriture. Plusieurs espèces de plantes herbacées à feuilles larges dominent le régime alimentaire estival et persistent jusqu'en automne. Du début d'août jusqu'à la mi-octobre, le saumon (*Oncorhynchus* spp.) revêt une importance cruciale pour le grizzli dans les bassins hydrographiques du Pacifique et le bassin hydrographique du fleuve Yukon (Hilderbrand *et al.*, 1999a; idem, 2004). Les changements observés dans les montaisons de saumon ont des incidences sur le grizzli et sur d'autres espèces dans la majeure partie de l'aire de répartition (Horejsi *et al.*, 2010). Dans l'ouest de la Colombie-Britannique, à plusieurs centaines de kilomètres des côtes, le saumon peut représenter plus de 20 % du régime alimentaire annuel des grizzlis (Horejsi *et al.*, 2010). Les ours des côtes de la Colombie-Britannique ont des régimes alimentaires saisonniers composés de viande dans une proportion de 13 à 61 %, principalement du saumon (Christensen *et al.*, 2005). Cette dépendance à l'égard du saumon est semblable chez les grizzlis femelles des régions côtières de l'Alaska, lesquelles consomment 10,8 et 59,6 kg de saumon par jour en été et en automne respectivement. (Hilderbrand *et al.*, 1999b). Les femelles adultes de la péninsule Kenai, en Alaska, mangent environ 1 000 kg de saumon chacune tous les automnes (Hilderbrand *et al.*, 2004).

Les grizzlis du bassin hydrographique de la rivière Flathead, dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique, présentent une densité au moins deux fois supérieure à celle de toute autre population connue de l'intérieur des terres (tableau 3). McLellan et Hovey (1995) sont d'avis que cette forte densité est le résultat de l'abondance et de la diversité de la nourriture accessible aux ours de cette région. À l'instar des ours de nombreuses régions montagneuses de l'intérieur (Hamer et Herrero, 1987; LeFranc *et al.*, 1987; Hamer *et al.*, 1991), les grizzlis du bassin hydrographique de la Flathead se nourrissent en grande partie de racines (surtout des *Hedysarum*, comme dans la majeure partie de l'aire de répartition du grizzli au Canada [Pengelly et Hamer, 2006]) et d'ongulés au début du printemps et à nouveau à la fin de l'automne (McLellan et Hovey, 1995). Même si les graines de pin à écorce blanche (*Pinus albicaulus*) peuvent occuper une place importante dans le régime alimentaire des grizzlis dans le parc national Glacier, aux États-Unis, et dans d'autres régions (Mattson *et al.*, 2001), cette source de nourriture n'a pas été observée par McLellan et Hovey (1995). Diverses espèces de plantes herbacées à feuilles larges ainsi que des graminées et des prêles (*Equisetum* spp.) dominent le régime alimentaire estival de l'espèce dans le bassin hydrographique de la Flathead, et, à la fin de l'été, les petits fruits représentent jusqu'à 96 % du volume des excréments. La présence de l'ensemble des principales sources de nourriture composant le régime alimentaire des grizzlis de l'intérieur des terres, de même que l'abondance du bleuet (*Vaccinium* spp.) et de la shépherdie du Canada (*Shepherdia canadensis*), sont considérées par McLellan et Hovey (1995) comme des facteurs particulièrement importants pour définir ce qui constitue un habitat de qualité supérieure dans le bassin hydrographique de la Flathead.

Tableau 3. Estimations de la densité de population et de l'étendue des domaines vitaux des adultes (généralement des polygones convexes minimaux renfermant 100 % des parcelles d'habitat répertoriées) pour des populations de grizzlis choisies au Canada. Densité calculée à l'aide de diverses méthodes.

Zone d'étude	Densité[1] (ours/1 000 km²)	Superficie du domaine vital (km²)[1]		Source
		Mâles	Femelles	
Rivière Berland (Alberta)	4,6	1 918	252	Nagy *et al.*, 1989; Nagy et Gunson, 1990
Bassin hydrographique de la Bow (Alberta)		1 405	520	Stevens et Gibeau, 2005
Castle (Alberta)	18,1			ASRDACA, 2010
Clearwater (Alberta)	5,2			ASRDACA, 2010
Crowsnest (Alberta)	15			Mowat et Strobeck, 2000
Grande Cache (Alberta)	18,1			ASRDACA, 2010
Parc national Jasper (Alb.)	9,8 – 11,7	948[3]	331[2]	Russell *et al.*, 1979
Kananaskis (Alberta)[5]	16,2			Wielgus et Bunnell, 1994
Kananaskis (Alberta)[5]	12,2 – 14,5	1 183	179	Carr, 1989
Livingstone (Alberta)	11,8			ASRDACA, 2010
South Wapiti (Alberta)	7,4			Cité dans Nagy et Gunson, 1990
Swan Hills (Alberta)	7,4 – 9,6	244	113	Nagy et Russell, 1978
Swan Hills (Alberta)[7]	1,9			Boulanger *et al.*, 2009
Yellowhead (Alberta)[8]	14,9	1 733	668	Boulanger, 2001; Stenhouse et Munro, 2001
Yellowhead (Alberta)[8]	4,8			ASRDACA, 2010
Centre des Rocheuses (Alberta et C.-B.)	9,8 – 16	1 560	305	Gibeau *et al.*, 1996; Gibeau et Herrero, 1997
Rivière Flathead (C.-B.)	57 – 80	668	253[3]	McLellan, 1989a; B. N. McLellan, comm. pers., 2011[4]
Garibaldi-Pitt (C.-B.)	0			Apps *et al.*, 2010
Chaînons Hart (C.-B.)	49	627	58	Mowat *et al.*, 2002; Ciarniello *et al.*, 2009
Vallée de la Khutzeymateen (C.-B.)	43 – 90	125	52	MacHutchon *et al.*, 1993
Chaîne boréale septentrionale (C.-B.)[9]	29			Poole *et al.*, 2001
Plateau Parsnip (C.-B.)	12	1 056	361	Mowat *et al.*, 2002; Ciarniello *et al.*, 2009
Rivière Prophet (C.-B.)[6]	14,5 – 16,9			Boulanger et McLellan, 2001
Chaîne Selkirk (C.-B.)	14,1			Wielgus *et al.*, 1994
Chaînons Chilcotin (sud) (C.-B.)	7,0			Apps *et al.*, 2010
Stein-Nahatlatch (C.-B.)	2,8			Apps *et al.*, 2010
Squamish-Lillooet (C.-B.)	9,1			Apps *et al.*, 2010
Plaines de la taïga (C.-B.)[6]	10			Poole *et al.*, 2001
Toba/Powell-Daniels (C.-B.)	10,1			Apps *et al.*, 2010

Zone d'étude	Densité[1] (ours/1 000 km²)	Superficie du domaine vital (km²)[1]		Source
		Mâles	Femelles	
Versants ouest (C.-B.)		318	89	Woods *et al.*, 1997
Chaîne Yahk (C.-B.)	7,5			Proctor *et al.*, 2007
Chaîne Purcell (C.-B.) (centre)	18,9			Proctor *et al.*, 2007
Chaîne Selkirk (C.-B.) (centre)	26,6			Mowat et Strobeck, 2000
Chaîne Purcell (C.-B.) (sud)	13,3			Proctor *et al.*, 2007
Chaîne Selkirk (C.-B.) (sud)	14,3			Proctor *et al.*, 2007
Rivières Anderson-Horton (T.N.-O.)	8,2 – 9,1	3 433	1 182	Clarkson et Liepins, 1994
Rivières Brock-Hornaday (T.N.-O.)	6			Nagy et Branigan, 1998
Monts Mackenzie (T.N.-O.)	12		265	Miller *et al.*, 1982
Delta du Mackenzie (T.N.-O.)		1 215	680	Edwards *et al.*, 2009
Monts Richardson (T.N.-O.)	19			Nagy et Branigan, 1998
Péninsule de Tuktoyaktuk (T.N.-O.)	4	1 154	670	Nagy *et al.*, 1983a
Toundra du Bas-Arctique (T.N.-O/Nunavut)	1	7 245	2 100	McLoughlin *et al.*, 2000; idem, 2003a
Kivalliq (Nunavut)	1,6 – 1,8			M. Awan, comm. pers.[5]
Parc national et réserve de parc national Kluane (Yukon)	37	287	86	Pearson, 1975
Parc national et réserve de parc national Kluane (Yukon)		1 602	305	McCann, 1998
Parc national Ivvavik (Yukon)		435	144	MacHutchon, 1996
Nord du Yukon (Yukon)	26 – 30	645	210	Nagy *et al.*, 1983b
Versant nord (Yukon)		1 020	190	Wildlife Management Advisory Council [North Slope], 2008

[1]Les techniques employées pour le calcul de la densité varient d'une étude à l'autre; la prudence est donc de mise pour toute comparaison. [2]Moyennes pondérées utilisées par McLoughlin *et al.* (2000).

[3]Ne comprend que les femelles accompagnées d'oursons. [4]Cité dans COSEPAC (2002). [5]Données tirées de relevés aériens réalisés par le gouvernement du Nunavut (données préliminaires inédites). [7]Données tirées de l'estimation démographique de 23,1 ours et de la superficie combinée de l'habitat principal (5 322 km²) et de l'habitat secondaire (6 662 km²). [6,8]Différentes analyses ou interprétations du même jeu de données.

Dans le parc national Ivvavik, au Yukon, les habitudes alimentaires saisonnières du grizzli suivent généralement celles des ours des régions méridionales de l'intérieur des terres (MacHutchon, 1996). Les racines des *Hedysarum*, les petits fruits ayant passé l'hiver sous la neige et les plants de prêle (*Equisetum* spp.) représentent d'importantes sources de nourriture printanière. La prêle demeure une importante source de nourriture pendant l'été, tout comme les plantes herbacées à feuilles larges. L'automne venu, les petits fruits gagnent en importance dans le régime alimentaire au fur et à mesure qu'elles mûrissent, et les ours recommencent à s'intéresser aux racines. Les grizzlis du parc Ivvavik chassent le spermophile arctique (*Urocitellus parryii*) en été et en automne. Les caribous (*Rangifer tarandus*), tant les petits que les adultes, deviennent aussi une proie pendant la courte période du milieu de l'été, lorsqu'ils sont présents sur le territoire. Cependant, les grizzlis passent la majeure partie (de 96 à 98 %) de leur temps d'alimentation à se nourrir de végétation. Les grizzlis des milieux alpins chassent activement la marmotte des Rocheuses (*Marmota caligata*) et la marmotte à ventre jaune (*M. flaviventris*), qui peuvent devenir des sources de viande importantes en saison, tout comme le spermophile (T. Jung, Environment Yukon, comm. pers., 2011).

Gau (1998) ainsi que Gau *et al.* (2002) ont étudié les habitudes alimentaires du grizzli dans la toundra du Bas-Arctique des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut. Le caribou (petits et adultes) était la principale source de nourriture, surtout au printemps, au milieu de l'été et en automne. Au début de l'été, période où le caribou est essentiellement absent de la région, la prêle, le carex (*Carex* spp.) et la linaigrette (*Eriophorum* spp.) sont les aliments domtnants. À la fin de l'été, les petits fruits occupent la plus grande place dans le régime du grizzli, à tel point que Gau *et al.* (2002) les considèrent comme essentielles à l'accumulation de réserves de graisse suffisantes pour le séjour en tanière. Dans les Territoires du Nord-Ouest, le régime alimentaire du grizzli est fortement axé sur la viande :

« Si le caribou est abondant, les ours sont nombreux. Les grizzlis contribuent à tenir la population de loutres de rivière en échec. Ils mangent aussi des souris; parfois, lorsque vous ouvrez un estomac de grizzli, vous n'y voyez qu'un sac rempli de souris. Les ours chasseraient apparemment sur les monts Richardson, plus à l'ouest, ainsi que sur la glace, où ils capturent des bébés phoques. Les grizzlis migrent aussi jusqu'à l'île Richards pour accéder aux oies nicheuses et aux rennes. » (Inuuvik Community Corporation *et al.*, 2006, 11-38-11-39, traduit de l'anglais).

La présence de viande dans le régime alimentaire du grizzli influe sur plusieurs caractéristiques de son apparence physique et de son cycle vital. La densité de population, la masse corporelle des femelles et la taille moyenne des portées sont en corrélation positive avec la teneur en viande du régime alimentaire (Hilderbrand *et al.*, 1999a). Dans la plupart des régions, le gain de masse corporelle avant l'hibernation dépend de la consommation d'énormes volumes de petits fruits à la fin de l'été (Bullock, 1987). Toutefois, les coûts métaboliques d'entretien sont à leur plus bas et le gain de masse corporelle à son maximum lorsque la teneur en protéines du régime alimentaire avoisine les 20 à 35 %, ce qui signifie que, même s'il y a abondance de petits fruits, un régime alimentaire mixte est préférable pour les ours (Rode et Robbins, 2000).

L'accès des ours à de la viande varie en fonction des régions et des saisons. Les grizzlis montrent néanmoins une préférence marquée pour la viande là où elle est accessible. Le saumon et les ongulés occupent une place particulièrement importante dans leur régime alimentaire. Sur les côtes de l'Alaska, par exemple, les femelles adultes mangent en moyenne 8,5 kg de viande par jour au printemps, principalement de l'orignal (*Alces americanus*), tant des carcasses d'adultes que des jeunes (Hilderbrand *et al.*, 1999b). Dans le centre-sud de l'Alaska, Ballard *et al.* (1991) ont découvert que les grizzlis avaient tué 44 % de bébés orignaux et étaient responsables de 73 % de la mortalité des bébés; ils avaient aussi tué des orignaux adultes, y compris des femelles. Les grizzlis étaient la principale cause de mortalité chez les orignaux adultes dans le sud-ouest du Yukon (Larsen *et al.*, 1989), et ils sont également un important prédateur de l'orignal dans d'autres régions (voir par exemple Gasaway *et al.*, 1988; Mattson, 1997; Haszard et Shaw, 2000; Bertram et Vivion, 2002; Nacho Nyak Dun First Nation *et al.*, 2003). Il se peut que certains individus chassent plus efficacement les ongulés que d'autres. Dans le centre-est de l'Alaska, Boertje *et al.* (1988) ont établi que chaque mâle adulte tuait de 3,3 à 3,9 orignaux adultes par année, alors que chaque femelle adulte sans ourson en tuait de 0,6 à 0,8 par année. Dans cette région, les grizzlis tuent quatre fois plus de biomasse animale qu'ils ne mangent de charogne.

Les proies du grizzli comprennent également le wapiti (*Cervus elaphus*; Hamer et Herrero, 1991; Mattson, 1997), le bœuf musqué (*Ovibos moschatus*; Gunn et Miller, 1982; Case et Stevenson, 1991; Wildlife Management Advisory Council [North Slope] et Aklavik Hunters and Trappers Committee, 2003), le cerf mulet (*Odocoileus hemionus*; Mattson, 1997), le mouflon de Dall (Shaw *et al.*, 2005), la marmotte des Rocheuses (Barash, 1989), la chèvre de montagne (*Oreamnos americanus*; Festa-Bianchet *et al.*, 1994), le bison (*Bison bison*; Mattson, 1997) et l'ours noir (Boertje *et al.*, 1988; Ross *et al.*, 1988). Dans l'Arctique canadien, la prédation du phoque annelé (*Phoca hispida*) par le grizzli est avérée (Clarkson et Liepins, 1989; M.K. Taylor, comm. pers., et P.I. Ross, données inédites [tous deux cités dans COSEPAC, 2002]). Il arrive également que des grizzlis se nourrissent de carcasses de baleines (Wildlife Management Advisory Council [North Slope] et Aklavik Hunters and Trappers Committee, 2008). Là où ils sont présents, les papillons de la légionnaire grise (*Euxoa auxiliaris*), les fourmis et les vers de terre peuvent également représenter des sources de nourriture saisonnière importantes (Mattson *et al.*, 1991; Mattson, 2001; Mattson *et al.*, 2002; Munro *et al.*, 2006). Il en va de même pour le bétail (COSEPAC, 2002). Les

concentrations saisonnières de poissons autres que le saumon peuvent également occuper une place importante dans le régime alimentaire à l'échelle locale. Par exemple, Barker et Derocher (2009) ont noté des cas de prédation du corégone tschir (*Coregonus nasus*) par le grizzli dans les Territoires du Nord-Ouest. La charogne peut devenir une importante source de nourriture en saison. Par exemple, dans les environs d'Aklavik, les grizzlis se nourrissent parfois de carcasses d'animaux laissées le long des berges de la rivière au début de l'automne (Wildlife Management Advisory Council [North Slope] et Aklavik Hunters and Trappers Committee, 2008).

Les grizzlis n'ont aucun prédateur naturel, mais la prédation intraspécifique pourrait représenter un facteur qui limite la croissance de la population. Comme les autres ursidés, le grizzli tue assez souvent des oursons pour déclencher l'œstrus chez les femelles, et il peut aussi tuer des oursons et des adultes pour se nourrir (McLellan, 2005). De nombreuses études sur la démographie des grizzlis font état d'individus qui tuent d'autres ours, ce qui pourrait limiter la croissance des populations lorsqu'elles se rapprochent de leur capacité portante (voir *Menaces et facteurs limitatifs*).

Les grizzlis exercent aussi une influence sur d'autres espèces par des moyens autres que la prédation directe. Le loup (*Canis lupus*) et le grizzli se livrent concurrence pour des proies vivantes et pour des carcasses, et ils s'emparent des captures de l'autre. Cependant, après une synthèse des interactions entre grizzlis et loups, Servheen et Knight (1993) n'ont relevé aucun effet sur la survie ou la reproduction de chacune des deux espèces. La relation des espèces avec les prédateurs obligatoires est plus avantageuse dans un sens que dans l'autre : les ours (grizzlis et ours noirs) ont visité 24 % des lieux où des couguars (*Puma concolor*) avaient tué une proie dans les parcs nationaux Yellowstone et Glacier, et ils les ont forcés à abandonner 10 % de leurs carcasses (Murphy *et al.*, 1998). Ces rencontres ont permis aux ours de combler jusqu'à 113 % de leurs besoins énergétiques quotidiens, tandis que les couguars ont accumulé des pertes allant jusqu'à 26 % de leurs besoins. Près du parc national et de la réserve de parc national Kluane, un grizzli actif en hiver a apparemment tué un carcajou près d'une carcasse de bison, ce qui donne à penser que les grizzlis exercent une influence sur l'accès des carcajous à certaines carcasses (T. Jung, Environment Yukon, comm. pers., 2011). La prédation et la consommation incomplète de carcasses (en particulier de saumon) procurent de la nourriture à divers détritivores.

Utilisation de l'espace

La densité de la population varie considérablement d'une région à l'autre de l'aire de répartition du grizzli au Canada. Les plus faibles densités de populations viables se trouvent dans la toundra du Bas-Arctique, au Nunavut et dans les Territoires du Nord-Ouest (tableau 3), et les plus fortes, en Colombie-Britannique, particulièrement le long des Rocheuses (p. ex. dans la vallée de la Flathead) et sur la côte du Pacifique (p. ex. dans le parc provincial Khutzeymateen) (tableau 3). La densité de la population dépend de nombreux facteurs, notamment les aliments dont la disponibilité est liée à la saison, comme le saumon et les petits ongulés (McLoughlin *et al.*, 2000). Elle est également liée à diverses caractéristiques des populations de grizzlis, dont l'étendue du

domaine vital et les déplacements (tableau 3). Les liens entre la densité et la taille des populations dans les divers territoires et provinces du Canada sont présentés à la section *Taille et tendances des populations*.

Il existe une corrélation inverse entre l'étendue du domaine vital du grizzli et la qualité générale de l'habitat (McLoughlin *et al.*, 2000). Les ours qui peuvent compter sur des ressources alimentaires prévisibles, abondantes et de grande qualité (p. ex. le saumon) tendent à avoir un domaine vital moins étendu (McLoughlin *et al.*, 2000). Les ours des régions arides et froides de l'intérieur ou du nord ont habituellement besoin d'un domaine vital beaucoup plus étendu (McLoughlin *et al.*, 2000); la superficie peut être jusqu'à deux ordres de grandeur supérieure à celle des plus grands domaines vitaux de la côte de l'Alaska (tableau 3). Les domaines vitaux des mâles sont plus vastes que ceux des femelles, probablement parce que les mâles cherchent à couvrir les domaines vitaux de plusieurs femelles et ont de plus grands besoins énergétiques en raison de leur masse corporelle supérieure (McLoughlin *et al.*, 2000; idem, 2003a; McLoughlin et Ferguson, 2000).

En agissant sur la production primaire et la saisonnalité, et donc sur l'abondance et la disponibilité de la nourriture, le climat local influe sur l'étendue du domaine vital du grizzli (McLoughlin et Ferguson, 2000; McLoughlin *et al.*, 2000). Il semble également y avoir une relation non linéaire entre le chevauchement des domaines vitaux et l'habitat, selon laquelle on peut s'attendre à un chevauchement élevé dans les secteurs où l'abondance de nourriture est très prévisible (p. ex. les lieux de montaison du saumon) et dans ceux où la disponibilité de la nourriture est imprévisible (p. ex. la toundra), et à un plus faible chevauchement des domaines vitaux dans les environnements modérés (McLoughlin *et al.*, 2000).

L'analyse des isotopes stables a démontré que, dans le delta du fleuve Mackenzie, dans les Territoires du Nord-Ouest, les déplacements des grizzlis sont liés à leur alimentation. M.A. Edwards *et al.* (2011) ont étudié les différences intrapopulationnelles dans les habitudes alimentaires des mâles et des femelles et la relation entre la position trophique (obtenue à partir de mesures $\delta^{15}N$) et les déplacements individuels. La plage de valeurs $\delta^{15}N$ pour les échantillons de poils et de griffes (de 2,0 à 11,0 ‰) semble indiquer une niche étendue, et des analyses par grappes révèlent la présence de trois groupes d'alimentation à l'intérieur de la population, allant d'un herbivorisme quasi complet à un carnivorisme quasi complet. Bien que M.A. Edwards *et al.* (2011) n'aient trouvé aucun lien entre l'étendue du domaine vital et la position trophique lorsque les données étaient continues ou qu'elles étaient groupées selon le comportement d'alimentation, le taux de déplacement des femelles augmentait de façon linéaire avec la position trophique (c.-à-d. que les ours les plus carnivores se déplaçaient plus fréquemment).

Déplacements et dispersion

Chez le grizzli, la dispersion a une forte prédominance mâle : les mâles subadultes se dispersent habituellement dès qu'ils sont indépendants, alors que les femelles

subadultes sont souvent plus philopatriques (LeFranc *et al.*, 1987; Blanchard et Knight, 1991). La dispersion des grizzlis est progressive et étalée sur un à quatre ans (McLellan et Hovey, 2001b). La distance de dispersion moyenne de quatre mâles subadultes du parc national Yellowstone était de 70 km (Blanchard et Knight, 1991). Dans le sud-est de la Colombie-Britannique, on a mesuré des distances de dispersion moyennes de 29,9 km pour les mâles et de 9,8 km pour les femelles (McLellan et Hovey, 2001b). Dans la même région, les analyses génétiques ont permis à Proctor *et al.* (2004) d'observer que les femelles s'éloignaient de leur domaine vital natal de 14,3 km tandis que les mâles s'en éloignaient de 41,9 km. Les grizzlis sont toutefois capables de parcourir de plus grandes distances. Dans le nord-est de la Colombie-Britannique, un mâle subadulte portant un émetteur radio a été abattu à 340 km de son domaine vital natal (P.I. Ross, données inédites, cité dans COSEPAC, 2002). Dans le Bas-Arctique des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut, un mâle subadulte a franchi 471 km en moins d'un mois (R. Gau, comm. pers., cité dans COSEPAC [2002]; Gau *et al.*, 2004).

En général, les mâles se déplacent davantage que les femelles (LeFranc *et al.*, 1987). Dans les paysages qui ne sont pas fragmentés par l'occupation humaine et les routes, le taux de déplacement des mâles n'est pas très différent de celui des femelles. Dans les régions caractérisées par l'occupation humaine et la circulation, il est reconnu que, au-delà d'une certaine intensité de présence humaine, les femelles réduisent de beaucoup leurs déplacements, tandis que les mâles (en particulier les subadultes) se montrent plus tolérants aux déplacements dans ces régions hostiles (Proctor *et al.*, 2012). Dans la toundra du Bas-Arctique des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut, les mâles se déplacent plus rapidement que les femelles, indépendamment des saisons (McLoughlin *et al.*, 1999). En général, les taux de déplacement des mâles sont les plus élevés au printemps, lorsque leurs besoins énergétiques sont grands et qu'ils sont à la recherche de femelles, et ils diminuent lentement tout au long de l'automne. Les taux de déplacement des femelles culminent pendant l'été, lorsque la quantité de nourriture disponible est faible dans cette région.

Dans certains secteurs montagneux, les ours effectuent des migrations altitudinales annuelles en réaction à des changements phénologiques saisonniers dans la végétation et à des changements dans la disponibilité d'autres types d'aliments (LeFranc *et al.*, 1987; Proctor *et al.*, 2012). Ainsi, les ours peuvent émerger de tanières situées à une altitude élevée et descendre au fond de vallées pour trouver des carcasses d'ongulés et des plantes. À mesure que la fonte progresse en altitude, les ours remontent en suivant l'émergence de la végétation.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

L'estimation de l'abondance des grizzlis est coûteuse, difficile et généralement imprécise, particulièrement dans les régions vastes et éloignées, ce qui caractérise une bonne partie de l'aire de répartition de l'espèce. Compte tenu de la difficulté de

repérer les individus et de leur faible densité dans la majeure partie de leur habitat, il est difficile d'utiliser des techniques d'observation directe comme les relevés aériens. Les techniques les plus largement utilisées sont les techniques de capture-marquage-réobservation avec ou sans radiotélémétrie (Miller *et al.*, 1987; idem, 1997) et les techniques de marquage-recapture, y compris les pièges photographiques, c'est-à-dire des appareils photo déclenchés accidentellement par les ours, qui se trouvent ainsi à se photographier eux-mêmes (Mace *et al.*, 1994), et l'empreinte génétique de follicules pileux arrachés par des barbelés pourvus d'un appât (voir par exemple Woods *et al.*, 1999; Mowat et Strobeck, 2000; Mowat *et al.*, 2002; Boulanger *et al.*, 2009). Toutes ces méthodes exigent des protocoles expérimentaux rigoureux, de façon à éviter ou à réduire le plus possible tout biais ou erreur associé à la probabilité inégale de capture ou de réobservation, aux hypothèses concernant l'isolement des populations et à la mesure de la précision des estimations. Ces problèmes sont à l'origine de la faible précision de la plupart des estimations de la densité de population des grizzlis.

Les données provenant de diverses compétences ou de publications récentes font état des connaissances sur lesquelles sont fondées les décisions de gestion du grizzli. La plupart des compétences évaluent la taille des populations en combinant deux éléments : l'opinion de spécialistes et les effectifs obtenus en extrapolant les densités mesurées dans le cadre d'inventaires menés dans des zones relativement petites (tableau 3). La plupart des organismes de gestion de la faune surveillent les prises et les autres taux connus de mortalité anthropique comme moyen de suivre la situation du grizzli du point de vue de la conservation dans chaque province ou territoire. En Alberta et dans le sud de la Colombie-Britannique, les estimations d'effectifs reposent sur des études génétiques (Proctor *et al.*, 2012; ASRDACA, 2010).

Il est impossible d'évaluer les tendances démographiques récentes chez le grizzli au-delà des 20 dernières années (avant 1991), c'est-à-dire avant l'avènement des méthodes modernes d'inventaire des populations (en particulier, les méthodes de marquage génétique-recapture).

Abondance

L'UD de l'Ouest compte environ 26 000 ours (tableau 4), mais aucun degré de précision ne peut être associé à ce nombre. La structure par âge des populations de grizzlis est fonction de leur fécondité et du régime de gestion en place. La proportion d'individus matures, en particulier la population de mâles adultes, est généralement plus faible dans les populations chassées que dans les populations non chassées (Miller, 1990). Une méta-analyse de six études menées dans diverses parties de l'aire de répartition du grizzli situe la proportion d'individus matures entre 25,6 % et 59 % des ours, avec une valeur médiane de 42 % (Schwartz *et al.*, 2003). Malgré la grande variation des proportions relatives d'adultes, de subadultes, d'oursons d'un an et d'oursons de l'année d'une population à l'autre (Schwartz *et al.*, 2003) et le manque de précision de l'estimation du nombre total d'individus, une estimation raisonnable de la population canadienne d'individus matures pourrait se situer autour de 11 500, bien qu'il y ait beaucoup de variance autour de cette estimation.

Tableau 4. Estimation de l'abondance des grizzlis par compétence au Canada, de 1991 à nos jours

Endroit	1991[1]	2002[2]	2012	Commentaires
Alberta[3]	790	1 021	691	Estimation la plus récente à l'échelle de la province, selon ASRDACA (2010).
C.-B.	13 000	au moins 14 000	15 000	La dernière estimation provinciale établie par Hamilton (2008) était de 16 041 individus. La dernière estimation a été faite en avril 2012 (BCMFLNRO, 2012). La variation entre les estimations ne traduit pas une tendance démographique chez les grizzlis dans la province, mais plutôt le changement des méthodes de modélisation.
Manitoba	s.o.	s.o.	peu	Il y a un petit nombre d'ours dans les régions de toundra de la province, mais aucune estimation officielle n'a été faite.
Yukon	6 300	6 300	de 6 000 à 7 000	L'estimation de 6 000 à 7 000 individus à l'échelle du territoire pour 2011 (Government of Yukon, 2011) représente l'estimation de la population effectuée en 1984 à partir de l'avis d'un spécialiste. Cette estimation n'a pas été mise à jour, mais, selon les données relatives aux prises et les autres données sur la mortalité, il est possible que la population diminue dans certaines régions.
T.N.-O.	5 050	5,100	de 3 500 à 4 000	Ne signifie pas que l'effectif de la population a changé de 2002 à 2011. L'estimation faite par le gouvernement des T.N.-O. (2011) pour 2002 comprend la population d'ours présente dans le Nunavut actuel, qui a été séparé des T.N.-O. en 1999.

Endroit	1991[1]	2002[2]	2012	Commentaires
Nunavut	s.o.[4]	de 800 à 2 000	de 1 530 à 2 000	Estimation de 2011 fournie à titre de communication personnelle par M. Awan, du gouvernement du Nunavut.
TOTAL	25 140	au moins 27 221	au moins 26 762 (effectif présumé de 26 000)	Les estimations ont changé entre 1991 et 2001-2002, en grande partie en raison de l'utilisation de méthodes revues et de nouvelles données, dont beaucoup sont brutes. Globalement, les effectifs semblent être demeurés stables entre 1991 et 2011, sauf en Alberta où la population a probablement diminué, dans certains secteurs du sud-est de la Colombie-Britannique et du Yukon où les populations ont diminué et au Nunavut où la population a probablement augmenté.

[1]Valeurs tirées d'un rapport de situation antérieur du COSEPAC (Banci, 1991). La date réelle des estimations varie.

[2]Estimations ponctuelles présentées dans COSEPAC (2002), avec mise à jour pour le Nunavut découlant d'une révision antérieure de ce document par le gouvernement du Nunavut.

[3]Comprend les terres provinciales et les parcs nationaux des montagnes (parc des Lacs-Waterton, parc Banff et parc Jasper). Ces données étaient présentées séparément dans les rapports antérieurs du COSEPAC.

[4]Le Nunavut a été créé en 1999. Auparavant, l'effectif de la population de grizzlis faisait partie de celui des T.N.-O. Il est possible que l'estimation de 2002 pour les T.N.-O. comprenne des ours du Nunavut et que certains individus soient comptés en double au Nunavut et aux T.N.-O. dans les estimations de 2002.

Proctor *et al.* (2012) ont produit des estimations reposant sur des études génétiques des populations canadiennes et transfrontalières de l'Alberta et du sud-est de la Colombie-Britannique (figure 5). L'état des populations allait d'unités relativement en sécurité comptant plus de 500 ours à plusieurs petites unités comptant moins de 100 individus. Les populations les plus petites se trouvent dans la région transfrontalière, y compris le sud de la chaîne Purcell, la chaîne Yaak, le sud de la chaîne Selkirk, les monts Cabinet ainsi que les chaînons Kokanee et Valhalla, dans la chaîne Selkirk. Leur persistance à long terme dépendra du rétablissement d'un lien avec la population source adjacente dans le centre de la chaîne Purcell et de la chaîne Selkirk (Proctor *et al.*, 2012). Apps *et al.* (2009) ont récemment fait état de plusieurs populations isolées comptant moins de 30 individus dans la partie sud de la chaîne Côtière, dans le sud de la Colombie-Britannique.

Fluctuations et tendances

On sait que la présence humaine a entraîné la disparition du grizzli dans 17 pays depuis 500 ans et dans 10 autres pays il y a plus de 500 ans (McLellan *et al.*, 2008). Bien que certaines régions rapportent une croissance de l'aire de répartition et des effectifs (par exemple la Suède [Kindberg, 2010] et le nord du Canada [Clark, 2000; Doupé *et al.*, 2007; Rockwell *et al.*, 2008]), il est estimé que l'espèce a perdu la moitié de son aire de répartition mondiale et de ses effectifs depuis le début du XIX^{e} siècle (Servheen, 1990). Depuis 1800, le grizzli a été éliminé dans 98 % de son aire de répartition dans les 48 États contigus des États-Unis (Servheen, 1999a). À la suite de cette réduction de l'aire de répartition dans les États contigus, l'espèce ne compte

que six populations isolées au sud du Canada (y compris une qui occuperait le nord de la chaîne Cascade, dans l'État de Washington), dont quatre ont survécu le long de la frontière entre le Canada et les États-Unis (Proctor *et al.*, 2005; idem, 2012; figure 5).

L'estimation ponctuelle actuelle de l'abondance pour l'ensemble de l'UD (tableau 4) ne représente aucun changement par rapport aux estimations de 2002 (COSEPAC, 2002) et de 1990 (Banci, 1991); il n'y a pas de données antérieures à 1991 qui permettraient de dégager des tendances sur trois générations. Les différences entre les estimations des compétences peuvent être liées à un changement réel du nombre d'individus, aux méthodes d'estimation, à la précision ou à de nouvelles données. Par contre, les tendances connues varient selon le secteur particulier de l'aire de répartition du grizzli. Dans la partie sud de l'aire de répartition au Canada (par exemple en Alberta et dans le sud de la Colombie-Britannique), plusieurs populations sont en déclin (tableaux 4 et 5; Proctor *et al.*, 2012). Dans le centre et dans le nord de la Colombie-Britannique, certains détenteurs de connaissances traditionnelles métisses sont d'avis que les populations ont généralement augmenté dans leurs territoires traditionnels depuis quelques décennies (Ducommun, 2010).

Depuis quelques années, au Yukon, les Autochtones remarquent que le nombre de grizzlis et d'ours noirs est élevé, mais ils ignorent la raison de cette apparente augmentation (Little Salmon/Carmacks First Nation *et al.*, 2004). On a constaté beaucoup de grizzlis dans le parc national Vuntut et le long de la rivière Porcupine (Arctic Borderlands Ecological Knowledge Society, 2008). Par contre, selon McCann (1998), la population de grizzlis dans le sud-ouest est en déclin (c'est-à-dire que l'estimation ponctuelle du taux de croissance est de 0,97, ce qui correspond à une diminution annuelle de 3 % liée à l'augmentation des taux de mortalité anthropique). Maraj (2007 et 2010) a démontré que cette tendance traduisait une forte mortalité causée par les humains. D'après les données sur la mortalité des grizzlis au Yukon, la mortalité anthropique est insoutenable dans de nombreux endroits pouvant représenter jusqu'à 18 % du territoire (R. Maraj, données inédites). La plupart des Inuvialuit d'Aklavik interrogés qui chassent dans le versant nord du Yukon ont affirmé que l'effectif de la population n'avait pas beaucoup changé depuis 20 ans; aucun des membres interrogés du Conseil consultatif de la gestion de la faune (versant nord) (Wildlife Management Advisory Board [North Slope]) et du comité de chasseurs et de trappeurs d'Aklavik (Aklavik Hunters and Trappers Committee) (2008) ne croyait que le nombre de grizzlis était trop faible ou que la population était en danger. Selon les commentaires obtenus récemment, les grizzlis sont observés plus souvent et entrent plus fréquemment en contact avec les humains près de Tuktoyaktuk (Inuuvik Community Corporation *et al.*, 2006). On constate une expansion de l'aire de répartition et une augmentation de l'abondance du grizzli dans la partie continentale du Nunavut et au Manitoba ainsi que dans l'archipel arctique des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut (voir *Répartition – Répartition canadienne*).

Dans des zones d'étude particulières de l'UD de l'Ouest, plusieurs travaux scientifiques récents mettent en évidence un changement d'effectif. Le tableau 5 présente les résultats de travaux réalisés au Canada qui ont permis d'évaluer l'accroissement de populations (λ) depuis 2002. Parmi les cinq études citées, deux études portant sur la limite sud de l'aire de répartition du grizzli indiquent une valeur de λ inférieure à 1. Il convient de noter une absence totale d'évaluation des tendances en Colombie-Britannique, où se trouve portant plus de la moitié des ours (tableau 3). Seuls les résultats des études faisant état de données actuelles et de données sur un secteur particulier sont présentés.

Tableau 5. Accroissement des populations de grizzlis depuis 2002 dans des zones d'étude au Canada

Zone d'étude (années visées)	λ		Référence
	Estimation ponctuelle	IC à 95 %	
Bas-Arctique, Nunavut et T.N.-O. (1996–1999)	1,03	1,01-1,06	McLoughlin *et al.*, 2003b; idem, 2003c
Chaîne Selkirk, É.-U. et C.-B. (1983-2002)	1,02	0,92-1,01	Wakkinen et Kasworm, 2004
Banff-Kananaskis, Alb. (1994–2002)	1,04	0,99-1,09	Garshelis *et al.*, 2005
Flathead, C.-B. (1998–2007)	0,88	.	McLellan, 2008
Terres très fréquentées, Alb.[1] (1999–2009)	0,96	0,93-0,99	ASRDACA, 2010

[1]Considérées comme représentant de façon raisonnable la tendance de la population dans les secteurs où l'habitat est très modifié par l'activité humaine, mais ne s'appliquerait probablement pas aux secteurs où l'efficacité de l'habitat demeure élevée. Évaluation fondée sur l'équilibre entre la natalité et la mortalité et calculée à partir d'une analyse de viabilité de la population.

Peu d'études démographiques des grizzlis au Canada ont été faites dans le cadre d'une analyse de viabilité de la population (AVP), et il n'existe aucune AVP à l'échelle de l'UD de l'Ouest. L'AVP a été utilisée pour évaluer l'effet des stratégies de chasse sur la dynamique de la population au Canada et pour mettre en évidence le fait que l'absence de données précises sur les indices vitaux du grizzli empêche la réalisation d'AVP valables. Par exemple, McLoughlin (2003), Peek *et al.* (2003) ainsi que McLoughlin et Messier (2004) ont souligné l'importance d'une estimation initiale précise de la taille d'une population de grizzlis pour que la probabilité de persistance de la population obtenue par simulation soit valable; McLoughlin *et al.* (2005) ont pour leur part présenté les résultats d'une AVP qui mettait en évidence les risques possibles de la chasse préférentielle des mâles pour la structure en fonction de l'âge et du sexe.

En résumé, après avoir diminué de façon importante au cours du siècle dernier, l'aire de répartition du grizzli au Canada est relativement stable depuis quelques décennies. Malgré tout, plusieurs populations bien étudiées de l'Alberta et du sud de la Colombie-Britannique pour lesquelles des estimations basées sur l'ADN ont été effectuées sont petites ou en déclin, leur aire de répartition étant très fragmentée en

raison de l'occupation humaine, de l'exploitation intensive des ressources et des routes. Leur persistance dépendra de leur capacité de maintenir ou de rétablir des liens avec des populations plus stables de la région. Dans les parties centrale et septentrionale de l'aire de répartition du grizzli au Canada, aucune estimation n'a été effectuée pour les populations individuelles, mais celles-ci sont généralement considérées comme stables, et il y a des signes évidents de croissance de la population et d'expansion vers les régions arctiques.

Immigration de source externe

Il est probable que la dynamique source-puits se produise dans toute l'aire de répartition actuelle du grizzli, avec des possibilités variables d'augmentation naturelle de populations localisées et d'immigration de sources externes. Les populations de grizzlis en Alaska, où le nombre d'individus est estimé à plus de 30 000 (Schwartz *et al.*, 2003a) et la situation jugée stable, pourraient être une source d'immigration pour l'espèce en Colombie-Britannique et au Yukon. Cependant, Miller *et al.* (2011) ont récemment attiré l'attention sur la libéralisation de la réglementation de la chasse depuis 1980 dans plus de 75 % du territoire de l'Alaska dans le but de stimuler la croissance des populations d'ongulés à des fins d'alimentation humaine, ce qui a entraîné une augmentation des prises de grizzlis. Parallèlement à cela, les travaux de recherche et de surveillance du grizzli sont interrompus dans cette région depuis 2000, même si le risque de surchasse est important.

L'écosystème situé au nord de la ligne de partage des eaux (États-Unis) présente par endroits des densités relativement élevées d'ours (p. ex. dans le parc national Glacier, au Montana), et il échange régulièrement des individus avec le secteur de la rivière Flathead, en Colombie-Britannique. Proctor *et al.* (2012) ont conclu que les ours vivant au sud de la route 3 en Colombie-Britannique appartenaient à une population constituée d'environ 1 000 ours. En dehors de cela, les populations des 48 États contigus des États-Unis sont généralement petites et fragmentées (et pourraient compter selon les estimations un total d'environ 1 200 à 1 400 ours; USFWS, 2011).

Aucune immigration naturelle à partir de sources externes n'est susceptible de se produire pour la population disparue de l'Ungava.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

En l'absence d'interférence humaine, la densité d'une population de grizzlis dépend en bonne partie de la productivité de l'habitat, y compris de la saisonnalité et de l'abondance de la nourriture (Ferguson et McLoughlin, 2000; McLoughlin *et al.*, 2000). Cependant, la principale menace pour la répartition et l'abondance du grizzli au Canada est la mortalité causée par les humains, qui est le résultat connu de divers facteurs ultimes (annexe 1). Cet élément influe grandement sur la probabilité d'occupation d'un secteur et peut donc aussi être pris en compte dans la perte de fonctionnalité de l'habitat des grizzlis – le facteur ultime qui limite l'abondance et la répartition de

l'espèce. Les grizzlis peuvent aussi être limités par la quantité de nourriture disponible et par la prédation intraspécifique, laquelle peut dépendre de la densité. De plus, le rétablissement d'au moins quelques populations méridionales de grizzlis dans des secteurs en grande partie boisés peut être limité dans une certaine mesure par l'influence de la densité d'ours noirs sur les plantes dispersées qui constituent leur nourriture (Apps *et al.*, 2006). Les effets ultimes du changement climatique anthropique sur l'habitat du grizzli et sur les sources d'alimentation saisonnières peuvent être importants, en particulier dans l'Arctique et dans les secteurs où des stocks importants sont touchés, par exemple ceux de saumon. La contamination de l'environnement par des polluants organiques persistants constitue une menace potentielle pour les grizzlis, mais elle n'est pas connue comme facteur limitatif ayant une forte influence sur la répartition ou l'abondance (Christensen *et al.*, 2005).

Aucune des menaces individuelles auxquelles le grizzli est actuellement exposé ou le sera dans les dix prochaines années ne devrait avoir d'incidence négative sur les populations dans de grandes parties de l'aire de répartition actuelle de l'espèce. Malgré tout, une analyse de la portée et de la gravité des menaces a permis de cerner une menace globale dont l'impact va de moyen à élevé pour la population totale (annexe 1), ce qui traduit la nature cumulative ou collective des menaces en jeu. Les sections suivantes présentent une description détaillée des menaces et des facteurs limitatifs les plus importants pour le grizzli. Ces facteurs pourraient avoir des répercussions sur la survie et la reproduction des ours et, partant, sur la dynamique des populations.

Aperçu de la mortalité anthropique directe

Dans la majeure partie de l'aire de répartition de l'espèce en Amérique du Nord, la mortalité directement attribuable aux humains joue un grand rôle dans la dynamique des populations de grizzlis. Par exemple, dans les montagnes du sud de l'Alberta et de l'intérieur de la Colombie-Britannique ainsi que dans le nord du Montana, de l'Idaho et de l'État de Washington, les humains sont responsables de 77 % de la mortalité connue de grizzlis portant un collier émetteur (McLellan *et al.*, 1999). Les causes de mortalité anthropique, qui varient en fonction de la géographie, peuvent comprendre la chasse sportive avec permis et la chasse autochtone de subsistance, la mortalité associée à la protection de la vie humaine ou des biens, la mortalité au cours de travaux de recherche, les collisions avec des véhicules et des trains, la confusion d'espèces au cours d'une chasse légale de l'ours noir ou d'autre gros gibier ainsi que le braconnage (tableau 6). À partir d'une mortalité annuelle de 500 individus (tableau 6) et d'une estimation prudente de l'effectif (extrémité inférieure des estimations ponctuelles fournies par les compétences concernées) de 26 000 ours pour l'UD de l'Ouest, il est estimé qu'environ 1,9 % des ours grizzlis de l'ensemble de l'UD sont tués par des humains chaque année (tableaux 4 et 6), mais ce pourcentage ne tient pas compte de la mortalité non signalée. En outre, la mortalité varie considérablement à l'intérieur de l'aire de répartition du grizzli au Canada; elle se produit surtout dans les zones à forte concentration où la population humaine et l'accès sont les plus élevés et où le risque de chasse non durable est le plus marqué.

Tableau 6. Mortalité anthropique annuelle moyenne enregistrée (connue) chez le grizzli (individus/année) au Canada de 1990 à 2010. Données compilées à partir des renseignements fournis au rédacteur par les compétences concernées.

	Chasse[1]				Causes anthropiques autres que la chasse				
Endroit et décennie	Mâles	Femelles	Sexe inconnu	Total[2]	Illégales	PVB*	Autres[2]	Total[3]	Mortalité annuelle moyenne[3]
Alberta 1990-1999[4]	9,1	4,7	0	13,8	3,7	4,2	3,1	11	24,8
Alberta 2000-2010[4]	6,4	2,7	0	9,1	5,8	3,2	3,7	12,7	21,8
C.-B. 1990-1999[4]	187,4	101,8	2,8	290,6	6,3	40,5	3,5	50,3	340,9
C.-B. 2000-2010[4]	169,4	82,4	1,1	252,5	11,2	46,5	5,9	63,6	316,2
Centre des Rocheuses 1990-2009[5]				0	0,1	0,7	1,9	2,7	2,7
Yukon 1990-1999	51	27,5	0	78,5	s.o.	13,2[6]	1,5	14,7	93,2
Yukon 2000-2009	48,1	25,7	0	73,9	s.o.	11[6]	1,9	12,9	86,8
T.N.-O. et Nunavut 1990-1999[7]				50,6	Comprises dans la chasse				50,6
T.N.-O. 2001-2010[8]				29,1	s.o.	12,7	0,3	13,0	42,4
Nunavut 2000-2010	12,1	2	1,3	15,4		6,6	1,5	8,1	22,6
					Mortalité anthropique annuelle moyenne au Canada dans les années 1990				512,2
					Mortalité anthropique annuelle moyenne au Canada dans les années 2000				492,5

[1]Comprend la chasse sportive avec permis et la chasse autochtone de subsistance.

[2]Toute autre mortalité anthropique, y compris les collisions avec des véhicules, les accidents et la mortalité découlant de travaux de recherche.

[3]Moyenne des données réelles. En raison de l'erreur d'arrondi, il se peut que la somme des moyennes ne corresponde pas exactement à la mortalité annuelle moyenne pour certaines valeurs présentées dans le tableau; cependant, les moyennes présentées sont exactes et proviennent des dénombrements réels de morts fournis au rédacteur par les compétences concernées.

[4]Exclut les données des parcs nationaux de l'Alberta et de la Colombie-Britannique (parcs Banff, Jasper, Yoho et Kootenay et parcs des Lacs-Waterton, du Mont-Revelstoke et des Glaciers).

[5]En tout, 49 morts de cause anthropique ont été déclarées de 1990 à 2009 dans les parcs nationaux du centre des Rocheuses (parcs Banff, Jasper, Yoho et Kootenay et parcs des Lacs-Waterton, du Mont-Revelstoke et des Glaciers) (Bertch et Gibeau, 2010).

[6]Au Yukon, la mortalité associée à la protection de la vie humaine ou des biens (PVB) est souvent notée comme une prise ordinaire et est donc sous-évaluée, tandis que la mortalité cynégétique est surévaluée. La mortalité dans les parcs nationaux (p. ex. Kluane et Vuntut) est également exclue.

[7]Comprend toute la mortalité au Nunavut, dans la région désignée des Inuvialuit, dans la région désignée des Gwich'in et dans le reste des Territoires du Nord-Ouest.

[8]Comprend toute la mortalité dans la région désignée des Inuvialuit, dans la région désignée des Gwich'in et dans le reste des Territoires du Nord-Ouest.

*Protection de la vie humaine ou des biens

Chasse avec permis

Au Canada, la vente de permis sert à gérer la chasse légale du grizzli en Colombie-Britannique, au Yukon, dans les Territoires du Nord-Ouest et au Nunavut. La pêche sportive du grizzli est interdite en Alberta depuis 2006 (voir la section *Protection, statuts et classements*), et il n'y a aucune chasse reconnue de l'espèce au Manitoba.

On estime que, dans des conditions optimales de reproduction et de mortalité naturelle et dans un contexte où les mâles sont deux fois plus vulnérables que les femelles, les populations de grizzlis peuvent supporter un taux de prises annuel maximal de 5,7 % (Miller, 1990). Prenant en compte l'incertitude liée aux données utilisées pour gérer la chasse, McLoughlin (2003) a calculé 4,9 % comme taux de mortalité anthropique durable maximal (en supposant un rapport des sexes [M/F] des prises de 2/1 et la protection des oursons et des femelles qui ont des petits) dans un habitat optimal où l'âge à la première reproduction est bas et le taux de reproduction net d'autant plus élevé (par exemple dans des zones où la production primaire est supérieure à 1 000 g/m^2/an; Ferguson et McLoughlin, 2000). Toutefois, McLoughlin (2003) a proposé 2,8 % comme taux de mortalité anthropique durable lorsque les conditions ne sont pas idéales et 1,1 % seulement dans les habitats de piètre qualité où la production primaire est très faible, comme dans la toundra du Bas-Arctique canadien (où l'âge à la première reproduction des grizzlis est très élevé et la production primaire inférieure à 600 g/m^2/an; Ferguson et McLoughlin, 2000). Dans plusieurs régions du pays, l'habitat n'est pas optimal malgré une production primaire élevée, la fonctionnalité de l'habitat étant réduite par sa fragmentation (par exemple en bordure de l'aire de répartition du grizzli en Alberta). Par conséquent, une stratégie limitant la chasse à moins de 3 % de la mortalité annuelle totale peut être adéquate dans la plus grande partie de l'aire de répartition du grizzli au Canada, bien que des facteurs comme l'échelle de gestion et la productivité de l'habitat puissent influer sur ce chiffre (McCullough, 1996). Par exemple, dans une population de grizzlis du sud-est de la Colombie-Britannique, la chasse n'a pas empêché la population de croître à un taux λ de 1,07 de 1978 à 1997 (McLellan, 1989c).

À l'heure actuelle, en raison de préoccupations relatives à l'état des populations, la chasse au grizzli est interdite dans plusieurs régions de la partie méridionale de l'aire de répartition de l'espèce. Ces régions englobent toute l'aire de répartition du grizzli en Alberta et une grande partie de l'aire de répartition du sud de la Colombie-Britannique. Au Yukon, les taux de mortalité moyens du grizzli depuis 25 ans sont supérieurs à 2 % (et ont parfois atteint 16 %) dans une région qui correspond à 18 % du territoire (Government of Yukon, données inédites).

Comme chez beaucoup d'espèces polygynes, il est habituellement possible de chasser plus de mâles grizzlis que de femelles sans provoquer un déclin global de la population (Caughley et Sinclair, 1994). La plupart des organismes de gestion de la faune orientent les prises vers les mâles en protégeant les femelles et les groupes familiaux et en faisant coïncider les saisons de chasse avec les périodes où les mâles

sont relativement actifs. La chasse préférentielle des mâles peut modifier de façon imprévue la dynamique de la population à l'échelle locale. Par exemple, certaines personnes interrogées dans le cadre du rapport du Conseil consultatif de la gestion de la faune (versant nord) et du comité de chasseurs et de trappeurs d'Aklavik (2008) s'inquiétaient de la diminution du nombre de grizzlis dans les environs d'Aklavik et dans les monts Richardson, au Yukon, ainsi que de la petite taille des ours dans cette région comparativement à ce dont ils se souvenaient; ces personnes ont avancé que, lorsque les chasseurs éliminent tous les mâles âgés de grande taille, des ours plus jeunes et plus petits s'établissent dans le territoire vacant. Il semble qu'au Yukon l'élimination des ours âgés de grande taille par suite de la chasse printanière dans certaines zones puisse entraîner le déplacement de jeunes ours vers ces zones (Little Salmon/ Carmacks First Nation *et al.*, 2004).

Un sujet a récemment suscité un certain débat en ce qui a trait à la chasse sélective en fonction du sexe : le rôle infanticide des jeunes mâles susceptibles d'immigrer dans des secteurs où la pression de la chasse est intense. En Suède, des chercheurs ont observé une baisse du taux de survie des oursons dans un secteur où le taux de chasse des mâles adultes était élevé, et la mort des oursons a été attribuée à des mâles de l'extérieur venus occuper les territoires libérés (Swenson *et al.* 1997). Le taux de survie des oursons est demeuré plus bas pendant un an et demi après l'élimination des mâles adultes, ce qui signifie que la perturbation sociale a duré un certain temps. Lorsqu'aucun mâle adulte n'a été prélevé pendant au moins un an et demi, le taux de survie des oursons a oscillé autour de 0,98 à 1,00, ce qui laisse penser que les mâles résidents établis ont tué peu de petits. Lorsqu'ils ont comparé une population canadienne de grizzlis chassée avec une autre population non chassée, Wielgus et Bunnell (1995 et 2000) ont remarqué que le taux de reproduction, la taille moyenne des portées et l'âge à la première mise bas étaient inférieurs dans la population chassée. Les mâles venus de l'extérieur pour occuper les territoires libérés par les ours tués étaient considérés comme potentiellement infanticides; les femelles résidentes les évitaient et n'exploitaient pas les milieux de grande qualité qu'ils occupaient. Toutefois, d'après Miller *et al.* (2003) et McLellan (2005), rien n'indique que le même phénomène se produise en Amérique du Nord.

Il arrive que des grizzlis soient abattus accidentellement, particulièrement par des chasseurs d'ours noirs qui font une erreur d'identification. En Alberta, par exemple, de 2000 à 2009, 4,9 % de la mortalité anthropique déclarée de grizzlis était le résultat d'erreurs d'identification de la part des chasseurs; ce pourcentage est presque aussi élevé que le taux de mortalité par collision accidentelle. Selon Mace et Waller (1998), le risque d'être confondu avec un ours noir et d'être abattu par erreur est plus grand pour le grizzli subadulte que pour l'adulte.

Chasse autochtone de subsistance

Bon nombre de groupes de Premières Nations, de Métis et d'Inuits chassent l'ours à des fins de subsistance dans l'aire de répartition du grizzli. La proportion des prises attribuables à la chasse de subsistance tend à être plus élevée dans certaines régions nordiques qu'en Colombie-Britannique et en Alberta : elle représentait 49,6 % de la mortalité signalée de grizzlis dans les Territoires du Nord-Ouest (y compris les régions désignées des Gwich'in et des Inuvialuit) de 2000 à 2010 (R. Mulders, Government of NT, données inédites), mais seulement 5,9 % en Alberta de 2000 à 2009 (Government of Alberta, 2011).

Auparavant, la chasse de subsistance était pratiquée toute l'année, même pendant l'été; à l'heure actuelle, elle se fait au printemps ou à l'automne. Par exemple, dans la portion du versant nord du Yukon qui se trouve dans la région désignée des Inuvialuit, le grizzli est chassé au printemps, lorsque sa peau a la plus grande valeur (Wildlife Management Advisory Council [North Slope] et Aklavik Hunters and Trappers Committee, 2008). Vers la fin des années 1980, les Inuvialuit d'Aklavik ont commencé à craindre que le trop grand nombre de prises de grizzlis sur une partie de leurs terres ne nuise à la productivité et à l'abondance de l'espèce à long terme. Afin de résoudre le problème, le Conseil de gestion du gibier des Inuvialuit (Inuvialuit Game Council) a établi en 1994 une zone de chasse au grizzli pour la collectivité d'Aklavik (Wildlife Management Advisory Council [North Slope] et Aklavik Hunters and Trappers Committee, 2008).

L'utilisation du grizzli par les peuples autochtones varie d'une région à l'autre. Par exemple, au Nunavut, les grizzlis ne jouent qu'un rôle mineur dans l'économie et la culture des Inuits, comparativement à des espèces comme les phoques, le caribou et l'ours blanc (bien que les ours demeurent importants pour les Inuits là où ils sont présents), ce qui reflète très probablement leur faible abondance relative dans la région, jusqu'à récemment. Même si les Inuits ont déjà chassé le grizzli par le passé, l'espèce est rarement mentionnée dans les travaux exhaustifs sur leurs connaissances traditionnelles (Milton Freeman Research Ltd., 1976a; idem, 1976b; idem, 1976c). Cette observation est appuyée par Oakes (1991), qui mentionne la fourrure de grizzli une seule fois dans son analyse de 277 pages sur la production de vêtements par les Inuits du cuivre et les Inuits du caribou. En outre, la viande de grizzli n'entrait probablement pas souvent dans l'alimentation des Inuits à cause des risques de trichinose (Ryan, 1981).

Mortalité attribuable à la protection de la vie humaine ou des biens

La capture et la transplantation des ours, plutôt que leur élimination, peut être la solution appliquée lorsque des ours entrent en conflit avec les humains (Schwartz *et al.*, 2003a); cependant, il arrive souvent que l'enlèvement sans mortalité ne soit pas efficace, et, au Canada, les conflits se soldent généralement par la mortalité attribuable à la protection de la vie humaine ou des biens. Toutes les compétences ont des programmes actifs pour sensibiliser le public aux ours et à la sécurité en leur présence.

La mortalité attribuable à la protection de la vie humaine ou des biens constitue néanmoins une proportion importante de la mortalité anthropique connue dans l'ensemble de l'aire de répartition du grizzli au Canada (tableau 6). Selon Ducommun (2010), les détenteurs des connaissances traditionnelles métisses en Colombie-Britannique prévoient une augmentation des interactions entre grizzlis et humains avec le temps, car les ours semblent se montrer moins prudents à l'égard des humains qu'il y a 20 ou 30 ans, quand la pression de la chasse était plus forte. Mowat (2007) a fait valoir que la fermeture de décharges et d'autres sources de nourriture importantes influait probablement sur le nombre d'animaux tués à des fins de contrôle dans la région de la chaîne Kootenay, en Colombie-Britannique. À titre d'exemple, c'est en 1995, année qui a suivi la fermeture de la décharge de Revelstoke, que l'on a enregistré le plus grand nombre d'ours tués dans la région à la suite de conflits avec les humains (Proctor et Neumier, 1996). Au cours de la dernière décennie, les taux annuels moyens de mortalité anthropique résultant de conflits avec les humains représentaient 21,7 % de la mortalité anthropique connue en Alberta, 14,7 % en Colombie-Britannique, au moins 12,7 % au Yukon, 30,0 % dans les Territoires du Nord-Ouest, y compris les régions désignées des Gwich'in et des Inuvialuit (données fournies par R. Mulders, Government of the NT), et 29,2 % au Nunavut. Au moins au Yukon, il n'est pas rare que la mortalité attribuable à la protection de la vie humaine ou des biens soit assimilée à la mortalité cynégétique; par conséquent, il est probable que les statistiques relatives à la mortalité sous-estiment les taux réels de mortalité attribuable à la protection de la vie humaine ou des biens et surestiment les taux de chasse.

Mortalité par collision

Au Canada, en particulier dans le sud, de nombreux grizzlis sont tués chaque année par des véhicules et par des trains. Il est cependant difficile d'obtenir des données fiables sur le nombre d'ours tués sur les routes et sur les chemins de fer, parce que : 1) certaines collisions entre un véhicule et un animal ne sont pas signalées, et les rapports ne sont pas faits de manière uniforme ou complète (Tardif and Associates, 2003); 2) certains ours ne meurent pas immédiatement de leurs blessures sur le lieu de la collision. Pour les ours, c'est dans le sud de la Colombie-Britannique et en Alberta que le risque de collision mortelle est le plus élevé, du fait que la densité de population humaine y est forte et que les populations de grizzlis et les voies de circulation sont concentrées dans les vallées de montagne (figure 5). Les collisions accidentelles représentent jusqu'à 5,9 % de la mortalité anthropique annuelle connue en Alberta (de 2000 à 2009). Les trains semblent être particulièrement mortels pour les grizzlis. Ainsi, bien qu'on ait signalé la mort d'un seul grizzli à la suite d'une collision avec un véhicule dans le parc national Banff, en Alberta, de 1985 à 1995 (Gibeau *et al.*, 1996), sept grizzlis ont été tués par des trains du Chemin de fer Canadien Pacifique de 2000 à 2007, et aucun des cinq oursons devenus orphelins n'a survécu dans le parc (Pissot, 2007). Dans l'ensemble des parcs des montagnes, les véhicules font un peu moins de victimes que les trains, par rapport à l'ensemble de la mortalité anthropique connue (28,6 % [14/49] et 32,7 % [16/49], respectivement, de 1990 à 2009; Bertch et Gibeau, 2010). Le faible nombre de collisions routières dans le parc national Banff

(7 animaux tués en 20 ans; Bertch et Gibeau, 2010) par rapport à la forte affluence humaine peut s'expliquer en partie par la construction de clôtures fauniques ainsi que de passages inférieurs et supérieurs pour les animaux (Clevenger et Waltho, 2000). Il peut toutefois s'expliquer aussi par le fait que les ours ont peu tendance à traverser les voies de circulation passantes (Gibeau *et al.*, 1996; Chruszcz *et al.*, 2003).

Mortalité découlant de travaux de recherche

Chaque année, des scientifiques qui cherchent à mieux comprendre la biologie et la gestion du grizzli peuvent contribuer aux taux de mortalité. Les programmes de capture représentent un risque pour les grizzlis, qui peuvent mourir pendant les manipulations pour diverses raisons, notamment la chute, la noyade, l'asphyxie, la myopathie de capture et la protection des intervenants (Cattet *et al.*, 2008). En Alberta, la mortalité découlant de travaux de recherche représentait 3,2 % de la mortalité déclarée totale de 2000 à 2009 (soit 7 des 221 morts signalées [à ne pas confondre avec la proportion des morts par rapport aux captures, qui est bien inférieure]). De 2000 à 2009, dans les parcs nationaux des montagnes de l'Alberta et de la Colombie-Britannique – les parcs Banff, Jasper, Kootenay et Yoho ainsi que les parcs des Lacs-Waterton, du Mont-Revelstoke et des Glaciers –, 4 morts anthropiques sur 49 (8,1 %) étaient liées à la capture et à la manipulation des animaux (Bertch et Gibeau, 2010). Les taux de mortalité liée à la capture varient, mais ils peuvent être réduits à de très faibles niveaux lorsque les intervenants sont expérimentés (par exemple à moins de 0,1 % d'incidents liés aux manipulations en Colombie-Britannique; B. McLellan, Government of British Columbia, comm. pers., 2011).

Mortalité anthropique non documentée et braconnage

Dans toutes les compétences, il est obligatoire de déclarer les grizzlis tués. La plupart des organismes tentent de tenir compte de la mortalité non déclarée dans leurs plans de gestion du grizzli, mais il est difficile de documenter ce paramètre, particulièrement pour ce qui est des ours abattus de manière illégale. McLellan *et al.* (1999) ont déterminé que, si ce n'était des colliers émetteurs, de 46 % à 51 % de la mortalité de grizzlis porteurs d'un collier dans les montagnes de l'intérieur de la Colombie-Britannique, du Montana, de l'Alberta, de l'Idaho et de l'État de Washington n'aurait pas été documentée. Pour la seule mortalité anthropique (ce qui comprend les morts douteuses de cause inconnue), le pourcentage de mortalité non documentée aurait été de 34 % à 46 %. La mortalité non déclarée est aussi documentée dans le centre-ouest de l'Alberta (voir par exemple McDiarmid, 2002). Dans cette province, les taux les plus élevés des prises illégales connues sont enregistrés pendant la saison de chasse automnale des ongulés (69 % de ces prises se produisent en septembre, en octobre et en novembre; AGRP, 2008). Il importe toutefois de noter que les taux de mortalité non documentée susmentionnés s'appliquent à des régions densément peuplées.

Les parties anatomiques du grizzli ont une grande valeur, et le commerce (pour de nombreux motifs, dont les remèdes asiatiques traditionnels) peut expliquer certaines prises illégales, bien que celles-ci représentent probablement une proportion relativement faible de l'ensemble des prises illégales non déclarées de grizzlis au Canada. Selon des données bien établies, les prix de détail peuvent atteindre 500 $US/g dans le cas de la bile d'ours et 2 000 $US pour une vésicule biliaire entière (Servheen, 1999b). Cette exploitation illégale des parties d'ours existe bel et bien, comme en témoignent certaines poursuites judiciaires qui ont abouti (voir par exemple BCMOE, 2001a), et des mesures pour contrer le commerce illicite des parties d'ours (y compris l'ours noir) ont été prises dans certaines régions. La Colombie-Britannique a par exemple adopté en 1997 une loi interdisant la possession de vésicules biliaires d'ours ou de toute partie ou dérivé d'une vésicule biliaire d'ours. La valeur des trophées de grizzli est aussi à l'origine du braconnage et du commerce illicite (voir par exemple BCMOE, 2001b).

Perturbation de l'habitat

Les perturbations de l'habitat peuvent modifier la capacité d'une région de soutenir une population de grizzlis. Certaines de ces perturbations, naturelles ou anthropiques, sont parfois avantageuses pour les populations d'ours (on pense par exemple aux améliorations associées aux premiers stades de succession forestière à la suite d'incendies ou de récoltes de bois). Pour ce qui est de la situation et de la conservation du grizzli, les chercheurs s'intéressent surtout aux activités qui entraînent une perte de fonctionnalité de l'habitat. On pense tout d'abord aux modifications qui rendent l'habitat inutilisable en permanence ou pour de longues périodes (Horejsi, 1989; Stronen, 2000; Shuswap Indian Band, 2008). De nombreuses activités d'exploitation des ressources, l'agriculture, la construction résidentielle ainsi que les voies de transport connexes entraînent ce type d'altérations. Pendant bien des années, ces activités ont pu être exercées dans une bonne partie de l'aire de répartition de l'espèce sans aucune mesure d'atténuation. Mais, depuis peu, avec le recul des aires de répartition du grizzli, la législation sur l'évaluation environnementale établie par le gouvernement fédéral, les provinces et les territoires soumet de plus en plus les projets d'aménagement à un examen approfondi. Il reste à savoir si ces processus se traduisent par une protection plus efficace des grizzlis contre l'aménagement, particulièrement dans les zones où les projets sont multiples et assortis de toute une infrastructure, et quelles seront les conséquences des changements récemment apportés à la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*.

L'exploitation minière et l'exploitation pétrolière sont extrêmement préoccupantes pour la conservation du grizzli (Cristescu et Boyce, 2010). Les ressources comme le pétrole, le gaz naturel, le charbon et le diamant sont de puissants moteurs de l'économie des provinces, des territoires et du pays. Elles ont des effets défavorables sur l'habitat actuel du grizzli et sont ainsi à l'origine de pressions considérables qui s'opposent à la préservation de l'habitat. De même, les concessions minières et les activités d'exploration augmentent dans presque toute l'aire de répartition septentrionale du grizzli, tout comme les projets de mise en valeur de mines à grande échelle. Par

exemple, les activités d'exploration mesurées en fonction des niveaux de dépenses et des mètres forés dans le nord-ouest de la Colombie-Britannique ont atteint des niveaux sans précédent en 2011, et la tendance est la même ailleurs dans la province (BCMEM et BCMFLNRO, 2011). Bien que l'empreinte des projets individuels soit souvent considérée comme sans conséquence, les effets cumulatifs de ces projets d'aménagement sur l'aire de répartition du grizzli suscitent de plus en plus de préoccupations (voir par exemple Johnson *et al.*, 2005). Le Projet pipelinier Northern Gateway ravive l'inquiétude; le tracé proposé passe en plein milieu de zones de l'aire de répartition du grizzli où la densité de population varie de moyenne à élevée – des secteurs pour la plupart inaccessibles par la route à l'heure actuelle.

Chaque année, la récolte commerciale de bois au Canada altère une partie importante de l'habitat du grizzli, particulièrement en Alberta et en Colombie-Britannique (COSEPAC, 2002). Les effets de la récolte de bois sur l'habitat sont dynamiques et, selon les traitements post-récolte, les ours peuvent profiter des premiers stades de succession pendant le rétablissement de la couverture végétale dans les secteurs de coupe. Cependant, McLellan et Hovey (2001a) ont observé que, dans le sud-est de la Colombie-Britannique, les ours fréquentent très peu les vastes secteurs de coupe en régénération parce qu'ils y trouvent peu de nourriture, même si, dans d'autres secteurs, les ours préfèrent les zones perturbées (voir par exemple Berland *et al.*, 2008). Bien que les ours trouvent plus de nourriture dans certaines zones de coupe à blanc, les chemins forestiers facilitent l'accès des humains et augmentent la circulation, ce qui entraîne une mortalité non durable (Nielsen, 2005; Nielsen *et al.*, 2006).

Pour évaluer les effets de la circulation sur les ours, il faut aussi prendre en compte le transport aérien. En effet, certains craignent que les activités impliquant l'utilisation d'hélicoptères dans le nord du Canada n'aient des répercussions sur les ours et sur la capacité des chasseurs d'en faire la chasse (Inuuvik Community Corporation *et al.*, 2006). Golder Associates Ltd. (2003) font état de connaissances traditionnelles autochtones selon lesquelles les grizzlis seraient chassés par les hélicoptères, d'où la nécessité de réduire les perturbations au minimum.

Le développement agricole a été le plus grand responsable de la réduction permanente de l'aire de répartition du grizzli au Canada. En général, les terres mises en culture sont perdues de façon permanente pour le grizzli, même si quelques individus peuvent s'aventurer dans les terres cultivées à la limite de leur aire de répartition pendant les mois d'été (Collingwood *et al.*, 2009). De plus, le pâturage conduit inévitablement à la suppression d'ours, puisque ceux-ci sont perçus, à tort ou à raison, comme une menace pour les troupeaux (LeFranc *et al.*, 1987).

L'aménagement résidentiel et la circulation routière connexe sont probablement les plus perturbatrices de toutes les formes anthropiques d'altération de l'habitat dans l'aire de répartition actuelle du grizzli. L'aménagement résidentiel est particulièrement perturbateur, du fait que la présence humaine est permanente. Même si la superficie occupée par une habitation est somme toute limitée, chacune ajoute sa part à l'effet

cumulé à l'échelle des lotissements, et cet effet s'ajoute à ceux d'autres installations et activités à l'échelle régionale, y compris les réseaux routiers qui accompagnent inévitablement la création de nouveaux lotissements. De plus, comme les ours peuvent être attirés vers les résidences (par les ordures, la nourriture pour animaux de compagnie, les animaux d'élevage), ceux dont le domaine vital chevauche le territoire habité en permanence par l'homme se trouvent exposés à un risque élevé de mortalité (McLellan, 1994; Ciarniello *et al.*, 2009). Dans les secteurs caractérisés par un niveau élevé d'occupation humaine, les grizzlis peuvent être attirés vers certaines routes, mais ils risquent davantage d'y mourir (Gibeau *et al.*, 2002; Chruszcz *et al.*, 2003), ce qui fait de ces secteurs des habitats-puits attrayants (Nielsen *et al.*, 2006).

Les perturbations naturelles comme les feux sont aussi susceptibles de nuire à la qualité de l'habitat du grizzli dans les régions forestières. Les incendies de forêt sont communs dans les forêts arides où vivent les grizzlis (par exemple les forêts boréales de terrain élevé et les forêts des régions montagneuses) et peuvent avoir une incidence positive sur l'abondance et la répartition de divers aliments consommés par les ours (Milakovic *et al.*, 2012). Les infestations d'insectes peuvent nuire à l'habitat forestier des grizzlis : les effets du dendroctone du pin ponderosa (*Dendroctonus ponderosae*) sur les forêts de l'intérieur de la Colombie-Britannique sont importants; citons notamment la mortalité des arbres sur plus de 9 millions d'hectares en 2009 (Westfall et Ebata, 2009). Les répercussions de ces changements substantiels de la structure des forêts sur les ours grizzlis sont toutefois inconnues.

En général, l'habitat du grizzli et les populations sont affectés par les effets conjugués de l'activité humaine et des perturbations naturelles (Herrero et Herrero, 1996; Johnson *et al.*, 2005; Nielsen *et al.*, 2006). Le taux de mortalité des ours tend à être plus élevé dans les paysages dominés par l'occupation humaine. Dans le centre-ouest de l'Alberta, par exemple, des activités humaines comme la récolte de bois et l'extraction de charbon ont apparemment abaissé le nombre de grizzlis entre 1971 et 1995 (Herrero et Herrero, 1996). Cette apparente baisse de population était probablement attribuable à la fois à une mortalité anthropique excessive et à la perte d'habitat associée à l'aménagement. Il semble que les installations et l'activité humaine aient globalement été les principaux facteurs responsables du déclin des populations de carnivores dans la région. Les grands couloirs de transport qui traversent les territoires occupés par l'espèce fragmentent l'habitat à l'échelle du paysage et tendent ainsi à constituer des zones de mortalité et des barrières qui entravent les déplacements des ours (Garshelis *et al.*, 2005; Proctor *et al.*, 2012).C'est ainsi qu'il existe de fortes corrélations entre, d'une part, la distance par rapport aux agglomérations et la taille de celles-ci et, d'autre part, la qualité de l'habitat du grizzli (Merrill *et al.*, 1999) ainsi que la persistance de la population (Apps *et al.*, 2004). Comme ces tendances sont liées à la croissance de la population humaine, l'accès des humains à l'habitat du grizzli à des fins d'occupation et d'extraction des ressources réduira encore plus directement la survie des grizzlis et la taille des populations.

Déclin des populations de saumon du Pacifique

Les préoccupations croissantes liées à la viabilité de nombreuses montaisons de saumon du Pacifique (Price *et al.*, 2008) pourraient avoir des incidences importantes pour les populations côtières de grizzlis, compte tenu de la dépendance de bon nombre d'entre elles à l'égard du saumon comme principale source de nourriture et de la fidélité de certains individus aux rivières à saumon (McHutchon *et al.*, 1993; Hilderbrand *et al.*, 1999). Plusieurs auteurs ont signalé les liens entre l'abondance du saumon et la productivité du grizzli, mesurée par la taille des portées, la taille corporelle, la densité de population et l'efficacité de la reproduction (Hilderbrand *et al.*, 1999; Mowat et Heard, 2006). Les conséquences du déclin des stocks de saumon pour les populations de grizzlis ont fait l'objet de peu d'études. Néanmoins, dans la région du lac Owikeno, dans le sud de la Colombie-Britannique, où le nombre de saumons qui regagnent les frayères a connu un déclin historique, Boulanger *et al.* (2004) ont noté chez les populations établies près des rivières à saumon des changements démographiques liés à la quantité observée de saumon disponible.

Stochasticité démographique

En bordure de l'aire de répartition du grizzli, en particulier dans le sud de la Colombie-Britannique et en Alberta, où la population est fragmentée par les routes, l'occupation humaine et l'expansion agricole (voir par exemple Proctor *et al.*, 2005; idem, 2012; ASDRACA, 2010), la trajectoire des petites populations peut être déterminée non pas par des facteurs limitatifs directs comme tels, mais plutôt par la variation aléatoire du rapport des sexes à la naissance ou par d'autres facteurs qui définissent la variation aléatoire de la tendance des individus à survivre ou à se reproduire (y compris la génétique). Plusieurs processus démographiques comportent des éléments auxquels sont associées des probabilités; par conséquent, on peut établir comme règle de base que, plus une population est petite, plus la variation des taux de natalité et de mortalité sera grande, même si les taux moyens ne changent pas (Boyce, 1992). L'isolement génétique des grizzlis dans les régions où la mortalité anthropique est élevée ne soulève pas de préoccupation aussi grande ou aussi immédiate que l'interruption des processus démographiques. Une variation accrue de la dynamique des populations entraîne généralement de plus fortes probabilités de disparition; il faut donc s'attendre à ce que la stochasticité démographique soit un élément important de la dynamique des populations de grizzlis dans le cas des populations petites et isolées (Proctor *et al.*, 2005; idem, 2012). Le grizzli possède plusieurs caractéristiques écologiques qui rendent les populations plus susceptibles de fragmentation dans des paysages dominés par l'occupation humaine, notamment une densité de population naturellement faible, un taux de reproduction faible, une courte distance de dispersion, une dispersion à prédominance mâle et une vulnérabilité à la mortalité anthropique et à la dégradation de l'habitat (Proctor *et al.*, 2012). Les petites populations doivent absolument compter assez de femelles pour réduire leur risque de disparition (Proctor *et al.*, 2012).

Changement climatique

Il n'est pas possible à l'heure actuelle de prévoir l'influence du changement climatique sur l'effectif des populations de grizzlis (Bertreaux *et al.*, 2006). Il est toutefois probable que le réchauffement du climat prolonge la saison de croissance à des latitudes élevées (Arctic Climate Impact Assessment, 2004). Le réchauffement pourrait améliorer l'habitat du grizzli dans le nord et permettre à l'espèce d'étendre son aire de répartition, par exemple dans l'archipel arctique canadien (l'expansion récente de l'aire de répartition du grizzli dans le nord des Territoires du Nord-Ouest, du Nunavut et du Manitoba n'a toutefois pas encore été liée quantitativement au changement climatique). Les effets du changement climatique sur l'ours blanc ont été beaucoup étudiés, et quelques auteurs ont examiné les résultats du chevauchement croissant des aires de répartition de l'ours blanc et du grizzli, y compris l'hybridation et l'exclusion compétitive. Parmi ceux-ci, Slater *et al.* (2010) affirment que, si le chevauchement des aires de répartition des deux espèces augmentait, le grizzli devrait déplacer l'ours blanc pour des raisons morphologiques, plus précisément parce que le crâne de l'ours blanc est moins résistant, même si les deux espèces ont une mâchoire de force à peu près semblable. Dans la partie sud de l'aire de répartition du grizzli, les changements de la structure des forêts qui résultent du changement climatique (voir par exemple Westfall et Ebata, 2009) peuvent influer sur le profil d'occupation de l'habitat par l'ours et, par conséquent, sur la dynamique des populations.

Le changement climatique pourrait aussi causer des difficultés à d'autres populations de grizzlis. On s'attend entre autres à l'aggravation du problème de la fragmentation (Fleishman et MacNalley, 2007) et à des répercussions sur les montaisons de saumon dans les régions côtières de la Colombie-Britannique (Horejsi *et al.*, 2010). La fréquence accrue des années de faible abondance de petits fruits et d'autres aliments saisonniers, la compétition entre l'ours noir et le grizzli à mesure que la limite des arbres se déplace vers une latitude et une altitude plus élevées, la diminution de la stabilité des tanières par suite de la nature changeante du pergélisol, les effets sur les espèces-proies comme le caribou et l'orignal ainsi que l'intensification de l'aménagement lié à l'activité croissante dans le passage du Nord-Ouest ou aux possibilités croissantes d'agriculture et d'autres activités dans certaines régions du nord, tous ces facteurs sont susceptibles de constituer un problème pour le grizzli. Il faut toutefois rappeler que très peu de travaux de recherche quantitative sur le changement climatique et ses effets sur le grizzli ont été menés jusqu'à maintenant.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Protection et statuts à l'échelle mondiale

À l'échelle mondiale, l'IUCN (Union internationale pour la conservation de la nature) attribue au grizzli (ou ours brun) la cote LR – préoccupation mineure (McLellan *et al.*, 2008). L'espèce figure à l'annexe II de la CITES (Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction), mais les populations du Bhoutan, de Chine, de Mongolie et du Mexique figurent à l'annexe I. NatureServe attribue au grizzli une cote de situation mondiale de G4 – apparemment non en péril, même s'il a attribué à l'espèce une cote S (infranationale) de SX – disparue dans 16 des 26 États, provinces et territoires où elle a déjà été présente en Amérique du Nord (NatureServe, 2011).

Aux États-Unis, le grizzli des 48 États contigus a reçu en 1975 la désignation d'espèce menacée (*threatened*) en vertu de l'*Endangered Species Act* (USFWS, 1993), un statut que l'espèce a toujours.

Protection et statuts au Canada

Le grizzli n'est pas une espèce inscrite à la LEP. Au Canada, la cote nationale attribuée par NatureServe est N3 – vulnérable (NatureServe, 2011). Le rapport *Espèces sauvages 2010* a accordé au grizzli la cote Sensible à l'échelle nationale, ce qui correspond au même classement qu'en 2005 et en 2000 (T. Jung, Environment Yukon, comm. pers, 2011). L'ours grizzli a été désigné menacé (*Threatened*) aux termes de la *Wildlife Act* de l'Alberta en juin 2010. L'Alberta a mis fin à la chasse réglementée en 2006; la chasse autochtone de subsistance demeure toutefois permise dans cette province.

En Colombie-Britannique, le classement établi par NatureServe dans la province est S3 – vulnérable, et la cote attribuée dans le rapport *Espèces sauvages,* Sensible. Austin *et al.* (2004) résument la réglementation et la gestion actuelles du grizzli en Colombie-Britannique, où la *Wildlife Act* de la province le considère comme une espèce de gros gibier. En Colombie-Britannique, toutes les activités de chasse sont limitées par le nombre de permis accordés à des chasseurs résidents par tirage au sort, ainsi que par les quotas alloués aux guides-pourvoyeurs pour les chasseurs résidents et non résidents. Le nombre de permis disponibles pour chaque secteur (limite de prise de un) est déterminé en fonction de données techniques fournies par les biologistes de la faune de la province. Les chasseurs non résidents doivent être accompagnés d'un guide-pourvoyeur ou assistant-guide autorisé pour chasser le grizzli. Les quotas établissent le nombre maximum d'ours que les clients d'un pourvoyeur peuvent chasser dans la pourvoirie. En Colombie-Britannique, il est illégal de tuer un grizzli de moins de deux ans ou tout ours qui l'accompagne (habituellement la mère). Il est illégal de posséder des vésicules biliaires ou des organes génitaux d'ours séparés de la carcasse ou de la peau, ou de faire le commerce, l'importation ou l'exportation de pattes d'ours séparées de la carcasse ou de la peau. Il est également illégal pour un chasseur de

tuer un ours sans enlever la peau. L'amende maximale pour tuer illégalement un grizzli est de 100 000 $ et de six mois de prison dans le cas d'une première infraction. La Colombie-Britannique établit la situation de l'espèce au niveau de la population : neuf populations sont considérées comme menacées dans la province.

La *Loi sur la faune* du Yukon fait du grizzli une espèce de « gros gibier ». Le classement établi par NatureServe dans le territoire est S3 – vulnérable, et la cote attribuée par le rapport *Espèces sauvages,* Sensible. À l'extérieur de la région désignée des Inuvialuit, un système basé sur le rapport des sexes a été mis en place pour favoriser la chasse sélective des grizzlis mâles dans les pourvoiries. Ce système détermine le nombre de prises total alloué à partir de la probabilité de tuer une femelle. Ce système basé sur le rapport des sexes n'oblige pas les pourvoyeurs à cesser de chasser lorsque les prises de femelles atteignent le nombre maximal durable de femelles. Cependant, s'ils continuent de chasser et dépassent leur quota de grizzlis femelles, le quota qui leur sera accordé pour la période de trois ans suivante sera modifié à la baisse. L'importance de la réduction du quota encourage fortement les pourvoyeurs à interrompre la chasse lorsque le quota de femelles est atteint ou à être très vigilants pour ne chasser que des mâles. Le gouvernement octroie à chaque pourvoirie des quotas de base pour les grizzlis mâles et femelles, qui correspondent respectivement à 6 % et à 2 % de la population estimée de mâles et de femelles (Environment Yukon, données inédites). Il ne se fait aucune gestion spatiale des prises des résidents. Les résidents sont simplement tenus de veiller à ce que leurs prises personnelles ne dépassent pas la limite de un ours par période de trois ans. L'absence de restrictions spatiales pour les prises des résidents, ajoutée à toutes les autres causes de mortalité, exerce une pression substantielle sur les populations de grizzlis situées près des routes et dans les zones densément peuplées. Certains ont l'impression que ces populations sont en déclin (Maraj, 2007; McCann, 1998) ou constituent des puits de population (Maraj, 2007; Environment Yukon, données inédites, 2011).

Selon la législation des Territoires du Nord-Ouest, le grizzli est considéré comme du gros gibier. Le classement établi par NatureServe pour le territoire est SNR – non classé, tandis que la cote attribuée par le rapport *Espèces sauvages* est Sensible. Les ours abattus doivent être déclarés dans l'ensemble des Territoires du Nord-Ouest; les oursons et les ours accompagnés d'oursons sont protégés, de même que les bêtes dans leur tanière. La demande de grizzlis et le taux de chasse par les résidents des Territoires du Nord-Ouest est faible. Dans la plus grande partie des monts Mackenzie, la chasse au grizzli est réservée aux résidents des Territoires du Nord-Ouest, et la limite de prise est de un ours à vie pour les non-résidents. La majorité des prises de grizzlis signalées dans les Territoires du Nord-Ouest sont le résultat de la chasse autochtone de subsistance dans les régions désignées des Inuvialuit et des Gwich'in.

Dans la région désignée des Gwich'in, dans les Territoires du Nord-Ouest, l'Office des ressources renouvelables des Gwich'in (Gwich'in Renewable Resource Board) et les conseils des ressources renouvelables des Gwich'in appliquent un ensemble détaillé de règles non contraignantes (connu sous le nom de *Grizzly Bear Management*

Agreement) à la chasse du grizzli par les bénéficiaires (Gwich'in Renewable Resource Board, 2002). Ces règles régissent l'utilisation des étiquettes, les quotas, les interdictions et les restrictions. Les conseils des ressources renouvelables surveillent chaque année l'utilisation des étiquettes par les chasseurs, mais toute autre prise de grizzli est restreinte à moins qu'un des conseils des ressources renouvelables n'autorise la délivrance d'une étiquette (même aux résidents non autochtones).

Dans la région désignée des Inuvialuit – qui comprend à la fois le versant nord du Yukon et l'ouest de l'Arctique des Territoires du Nord-Ouest – la chasse au grizzli est assujettie à des quotas, conformément à la recommandation faite aux ministres concernés par les conseils consultatifs de la gestion de la faune (versant nord et Territoires du Nord-Ouest). Le quota de grizzli des Inuvialuit est réparti entre les communautés inuvialuites par le Conseil de gestion du gibier des Inuvialuit et administré par les comités de chasseurs et de trappeurs des Inuvialuit dans chacune des six communautés inuvialuites. En 1998, un plan de cogestion du grizzli dans la région désignée des Inuvialuit a été adopté et mis en œuvre par les gouvernements territoriaux, le gouvernement fédéral, les conseils consultatifs de la gestion de la faune et le Conseil de gestion du gibier des Inuvialuit (Nagy et Branigan, 1998). On poursuit les objectifs de gestion suivants : assurer la stabilité des effectifs en veillant à ce que la mortalité totale annuelle due à la chasse, à la protection de la vie humaine ou des biens et au braconnage demeure soutenable; permettre le rétablissement des populations en cas de surchasse en abaissant les quotas ou en interdisant la chasse dans certaines zones; préserver la superficie actuelle de l'habitat du grizzli (Nagy et Branigan, 1998). La récolte annuelle totale admissible, qui inclut les ours abattus pour protéger la vie humaine ou les biens et exclut la mortalité découlant de travaux de recherche, est fixée à 3 % de la population subrégionale estimative d'ours âgés de plus de deux ans. Quant à la récolte sélective en fonction du sexe, la valeur de référence pour les femelles a été établie à 33 %. Les quotas sont administrés et les étiquettes délivrées par le Conseil de gestion du gibier des Inuvialuit. Tant les résidents que les non-résidents peuvent chasser dans la région désignée des Inuvialuit à condition d'en obtenir l'autorisation.

Au Nunavut, aux termes de l'article 5.6.1 de l'*Accord sur les revendications territoriales du Nunavut*, chaque Inuit a le droit de chasser le grizzli pour satisfaire entièrement ses besoins économiques, sociaux et culturels. Il n'existe aucune entente officielle au sujet de la chasse à part ce qui est énoncé dans l'*Accord sur les revendications territoriales du Nunavut*, mais certaines organisations de chasseurs et de trappeurs peuvent imposer des restrictions dans leur collectivité, à leur discrétion. Ainsi, certaines associations peuvent délivrer des étiquettes qui sont mises à la disposition des chasseurs de subsistance locaux ou vendues à des chasseurs non résidents dans le cadre de forfaits de chasse guidée. Les bénéficiaires de l'*Accord sur les revendications territoriales du Nunavut* n'ont pas besoin de permis ou d'étiquette pour chasser le grizzli. Au Nunavut, la saison de la chasse au grizzli dure du 1er juillet au 30 juin (c.-à-d. toute l'année). Les règlements de chasse stipulent que des restrictions s'appliquent aux non-bénéficiaires (résidents et non-résidents), notamment l'obligation d'obtenir un permis et une ou plusieurs étiquettes pour chasser le grizzli (uniquement les ours adultes non accompagnés d'un ourson) du 15 août au 31 octobre

et du 15 avril au 31 mai dans une zone de gestion du grizzli. Les non-résidents qui abattent des grizzlis sont tenus de payer des droits (*trophy fee*) et de signaler leurs prises. Le classement du grizzli par NatureServe dans le territoire est SNR – non classé, et la cote attribuée par le rapport *Espèces sauvages* est Sensible. Cependant, la situation générale de l'espèce au Nunavut n'a pas encore été présentée au Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut en vue d'une décision.

La législation du Manitoba, du Québec et de Terre-Neuve-et-Labrador sur les espèces en péril et sur les espèces sauvages n'attribue aucun statut particulier au grizzli. En dépit de quelques récentes mentions confirmées en Saskatchewan, la *Wildlife Act* de la province considère encore l'espèce comme disparue.

Protection de l'habitat et propriété

Au Canada, la majeure partie de l'habitat du grizzli se trouve sur des terres publiques, lesquelles constituent la presque totalité de la superficie du Yukon, des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut, bien qu'à certains endroits de grandes parcelles aient fait l'objet d'accords sur les revendications territoriales (par exemple, dans les Territoires du Nord-Ouest, les Gwich'in possèdent des terres d'une superficie de 22 422 km^2 dans la région du delta du Mackenzie, tandis que les Dénés et Métis du Sahtu possèdent environ 41 000 km^2 de terres dans la région désignée du Sahtu). Les terres publiques constituent 92 % du territoire de la Colombie-Britannique et 60 % de celui de l'Alberta. Dans ces deux provinces, les terres privées sont concentrées dans le sud et dans les secteurs urbains, de sorte qu'elles se trouvent pour une très large part hors de l'aire de répartition du grizzli. Cependant, la plus grande étendue continue de terres privées au Canada se trouve le long du couloir de transport et d'aménagement de la route Crowsnest (route 3) qui coupe en deux l'aire de répartition du grizzli dans la partie sud des Rocheuses canadiennes, ce qui ajoute à la difficulté d'assurer la connectivité à long terme (Apps *et al.*, 2007). Dans le nord-est du Manitoba, l'habitat du grizzli est presque entièrement constitué de terres publiques (dont une partie dans le parc national Wapusk).

Dans le présent rapport, on entend par « aire protégée » une zone, comme un parc ou une réserve, à laquelle est attribué un mandat de protection du grizzli ou de son habitat. Par définition, les parcs et les réserves interdisent habituellement les activités d'extraction des ressources, par exemple l'exploitation minière et forestière, et ils interdisent également la chasse au grizzli ou la limitent aux peuples autochtones. Étant donné que des activités telles que les projets intensifs d'aménagement récréatif ou résidentiel et les projets d'infrastructure sont possibles dans certaines aires protégées (par exemple dans les parcs des montagnes comme le parc national Banff), certaines portions des aires protégées ne constituent pas de véritables refuges pour le grizzli (Bertch et Gibeau, 2010).

Il existe des aires protégées partout à l'intérieur de l'aire de répartition du grizzli au Canada, dont 15 parcs nationaux. Des terres d'une superficie approximative de 211 378 km² dans l'aire de répartition actuelle de l'espèce sont protégées dans une certaine mesure, soit par des restrictions de chasse, soit par des restrictions de l'utilisation d'un secteur par les humains (tableau 7). Ces terres protégées représentent environ 7,1 % de la zone d'occupation de l'espèce au Canada. La superficie totale exclut de nombreuses petites (< 50 km²) aires protégées et réserves écologiques, qui sont trop peu vastes pour comprendre un nombre appréciable d'ours. À l'échelle du Canada, les accords sur les revendications territoriales autochtones peuvent assurer au grizzli une protection particulière qui ne figure pas dans le tableau 7. Par exemple, en Colombie-Britannique, la Nation St'at'imc a établi sa zone de protection du grizzli en utilisant les connaissances écologiques traditionnelles sur l'habitat, les sources de nourriture et les corridors de déplacement de l'espèce; elle a ainsi conçu un réseau communicant de zones de protection du grizzli qui repose notamment sur l'interdiction de chasser l'espèce (St'at'imc Land and Resource Authority, 2004). De même, le plan d'aménagement du territoire des Gwich'in régit les activités d'aménagement dans la région désignée des Gwich'in et contribue donc à la protection de l'habitat du grizzli dans des régions comme la partie nord des monts Richardson.

Tableau 7. Grandes aires protégées (> 50 km^2) ayant le mandat de protéger le grizzli ou son habitat

Nom et endroit	Superficie (km^2)
Parcs nationaux et aires protégées	
Parc national des Lacs-Waterton, Alb.	525
Parc national Banff, Alb.	6 641
Parc national Jasper, Alb.	10 878
Parc national Kootenay, C.-B.	1 406
Parc national Yoho, C.-B.	1 310
Parc national des Glaciers, C. -B.	1 350
Parc national du Mont-Revelstoke, C. -B.	260
Parc national et réserve de parc national Kluane, Yukon	22 015
Parc national Ivvavik, Yukon	10 170
Parc national Vuntut, Yukon	4 345
Parc national Nahanni, T.N.-O.	4 766
Parc national Tuktut Nogait, T.N.-O.	16 340
Refuge faunique Thelon, T.N.-O./Nt	73 106
Parc national Ukkusiksalik, Nt	20 466
Parc national Wapusk, Man.	11 475
Parcs provinciaux et territoriaux	
Alberta	1 884
Colombie-Britannique	9 959
Yukon	14 482
Total	**211 378**

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Environnement Canada a financé la rédaction du présent rapport. Le rédacteur (Philip D. McLoughlin) remercie Justina Ray et les membres du Sous-comité des mammifères terrestres du COSEPAC, le Sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones (en particulier Donna D. Hurlburt et Dean Trumbley) ainsi que les examinateurs invités pour le grand soin, professionnel et courtois, qu'ils ont apporté à la révision du présent document.

Les spécialistes suivants ont gracieusement fourni des renseignements, des avis, des opinions et des éclaircissements utiles à la rédaction de la présente mise à jour du rapport de situation (voir COSEPAC [2002] pour les remerciements relatifs à une version antérieure de ce rapport évolutif).

Alberta Conservation Information Management System. Août 2010. Alberta Tourism, Parks and Recreation, 2nd Floor, Oxbridge Place, 9820 – 106th Street, Edmonton (Alberta) T5K 2J6.

Apps, Clayton. Juin 2011. Biologiste indépendant.

Armstrong, Jeannette. Août 2010. En'owkin Centre, RR#2, Site 50, Comp. 8, Penticton (Colombie-Britannique) V2A 6J7.

Awan, Malik. Décembre 2010. Biologiste des carnivores, gouvernement du Nunavut.

B.C. Conservation Data Centre. Août 2010. Wildlife Inventory Section, Resources Inventory Branch, Ministry of Environment, Lands and Parks, C.P. 9344, Station Provincial Government, Victoria (Colombie-Britannique) V8W 9M1.

Boyce, Mark. Mars 2010. Université de l'Alberta.

Campbell, Mitch. Biologiste, secteur de Kivalliq, gouvernement du Nunavut.

Carrière, Suzanne. Août 2010. Department of Environment and Natural Resources (ENR), Government of the Northwest Territories, 600 - 5102 50th Avenue, P.O. Box 1320, Scotia Centre, 5th Floor, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest) X1A 2L9.

Chetkiewicz, Cheryl. Wildlife Conservation Society Canada.

Christensen, Michelle. Août 2010. Secrétariat, Conseil consultatif de la gestion de la faune – versant nord (WMAC-NS), C.P. 31539, Whitehorse (Yukon) Y1A 6K8.

Court, Gordon. Août 2010. Provincial Wildlife Status Biologist, Dept. of Sustainable Resource Development, Government of Alberta, 9920 – 108th Street, Edmonton (Alberta) T5K 2M4.

Duncan, Dave. Août 2010. Service canadien de la faune, Environnement Canada, bureau 200 – 2e étage, 4999 98th Avenue, Edmonton (Alberta) T6B 2X3.

Dumond, Mathieu. Décembre 2010. Biologiste, secteur de Kitikmeot, gouvernement du Nunavut.

Festa-Bianchet, Marco. Département de biologie, Université de Sherbrooke, Sherbrooke (Québec) J1K 2R1.

Fraser, F. David. Août 2010. Ecosystem Branch Conservation Planning Section, Ministry of Environment, Government of British Columbia, P.O. Box 9358 – Station Prov Govt, Victoria (Colombie-Britannique) V8W 9M2.

Gau, Robert. Août 2010. Department of Environment and Natural Resources (ENR), Government of the Northwest Territories.

Gibeau, Mike. Décembre 2010. Spécialiste des carnivores, parcs nationaux des montagnes, Parcs Canada.

Gillespie, Lynn. Août 2010. Chercheuse scientifique, Musée canadien de la nature, C.P. 3443, succ. D, Ottawa (Ontario) K1P 6P4.

Hamilton, Tony. Décembre 2010. Senior Large Carnivore Biologist, Ministry of Environment, Government of British Columbia.

Han, Siu-Ling. Août 2010. Service canadien de la faune, C.P. 1714, immeuble Qimugjuk, Iqaluit (Nunavut) X0A 0H0.

Hopkins, Chris. Octobre 2010. Directeur exécutif, Sahtu Renewable Resources Board (SRRB), P.O. Box 134, Tulita (Territoires du Nord-Ouest) X0E 0K0.

Hotson, Christopher. Décembre 2010. Directeur adjoint de la faune, ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut, C.P. 209, Igloolik (Nunavut) X0A 0L0.

Hurlburt, D. Donna. Août 2010. P.O. Box 114, Annapolis Royal (Nouvelle-Écosse) B0S 1A0.

Jung, Thomas. Décembre 2010. Biologiste principal, Direction de la faune aquatique et terrestre, gouvernement du Yukon, C.P. 2703, Whitehorse (Yukon) Y1A 2C6.

Kidd, Robert. Août 2010. Directeur de la gestion des ressources fauniques, Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut (NWMB), C.P. 1379, Iqaluit (Nunavut) X0A 0H0.

Lam, Jennifer. Août 2010. Resource Biologist, Wildlife Management Advisory Council – Northwest Territories (WMAC-NT), Inuvialuit Settlement Region, P.O. Box 2120, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest) X0E 0T0.

Larsen, Karl. Janvier 2012. Professeur agrégé, Wildlife Ecology & Management, Department of Natural Resource Sciences, Thompson Rivers University, P.O. Box 3010 / 900 McGill Road, Kamloops (Colombie-Britannique) V2C 5N3.

MacDonald, Bruce. Août 2010. Service canadien de la faune, suite 301, 5204 – 50th Avenue, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest) X1A 1E2.

Maraj, Ramona. Décembre 2010. Direction de la faune aquatique et terrestre, gouvernement du Yukon, C.P. 2703, Whitehorse (Yukon) Y1A 2C6.

Marshall, Shelley. Janvier 2011. Technicienne des carnivores, Direction de la faune aquatique et terrestre, gouvernement du Yukon, C.P. 2703, Whitehorse (Yukon) Y1A 2C6.

Millikin, L. Rhonda. Août 2010. Centre de recherche sur la faune du Pacifique, Service canadien de la faune, Environnement Canada, R.R. 1, 5421 Robertson Road, Delta (Colombie-Britannique) V4K 3N2.

Mulders, Donna. Août 2010. Biologiste des espèces en péril, Service canadien de la faune, Environnement Canada, C.P. 2310, 5019 52nd Street, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest) X1A 2P7.

Mulders, Robert. Department of Environment and Natural Resources (ENR), Government of the Northwest Territories.

Nantel, Patrick. Août 2010. Programme des espèces en péril, Direction de l'intégrité écologique, Parcs Canada, 25, rue Eddy, 4e étage, 25-4-S, Gatineau (Québec) K1A 0M5.

Nyce, Harry. Août 2010. Director of Fisheries & Wildlife, Sr. Nisga'a Lisims Government, C.P. 231, New Aiyansh (Colombie-Britannique) V0J 1A0.

Paetkau, David. Janvier 2012. Président, Wildlife Genetics International, Nelson (Colombie-Britannique).

Proctor, Michael. Biologiste indépendant. Birchdale Ecological Ltd., Kaslo (Colombie-Britannique) Canada.

Rowland, Jennifer. Août 2010. Agente responsable des espèces en péril, Direction de la gérance de l'environnement, 4-3 Directeur général – Environnement, Quartier général de la Défense nationale, Ottawa (Ontario) K1A 0K2.

Snortland Pellissey, Jody. Août 2010. Directrice exécutive, Wek'eezhii Renewable Resources Board (WRRB), 4504-49th Avenue, Office 102A, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest) X1A 1A7.

Spiess, Arthur. Février 2011. Biologiste indépendant.

Stenhouse, Gord. Décembre 2010. Foothills Research Institute.

Seutin, Gilles. Août 2010. Coordonnateur, Programme des espèces en péril, Parcs Canada, 4e étage, 25, rue Eddy, Gatineau (Québec) K1A 0M5.

Thompson, Amy. Octobre 2010. Gwich'in Renewable Resources Board (GRRB), P.O. Box 2240, 105 Veterans' Way, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest) X0E 0T0.

Van Tighem, Graham. Octobre 2010. Directeur exécutif, Conseil de gestion des ressources aquatiques et fauniques du Yukon (YFWMB), 106, rue Main, 2e étage, immeuble Burns, C.P. 31104, Whitehorse (Yukon) Y1A 5P7.

Watkins, Bill. Août 2010. Direction de la protection de la faune et des écosystèmes, ministère de la Conservation du Manitoba, C.P., 200, Saulteaux Crescent, Winnipeg (Manitoba) R3J 3W3.

SOURCES D'INFORMATION

AGRP. 2008. Alberta Grizzly Bear Recovery Plan 2008-2013, Alberta Sustainable Resource, Development, Fish and Wildlife Division, Alberta Species at Risk Recovery Plan No. 15, Edmonton (Alberta), 68 p.

Apps, C.D., B.N. McLellan, J.G. Woods et M.F. Proctor. 2004. Estimating grizzly bear distribution and abundance relative to habitat and human influence, *Journal of Wildlife Management* 68:138-152.

Apps, C.D., B.N. McLellan et J.G. Woods. 2006. Landscape partitioning and spatial inferences of competition between black and grizzly bears, *Ecography* 29:561-572.

Apps, C.D., J.L. Weaver, B. Bateman, P.C. Paquet et B.N. McLellan. 2007. Carnivores in the southern Canadian Rocky Mountains: core areas and connectivity across the Crowsnest Highway, Wildlife Conservation Society Canada Conservation Report No. 2, Toronto (Ontario), CANADA.

Apps, C., D. Paetkau, S. Rochetta, B. McLellan, A. Hamilton et B. Bateman. 2010. Grizzly bear population abundance, distribution, and connectivity across British Columbia's southern Coast Ranges, version 1.2, Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique), Arctic Borderlands Ecological Knowledge Co-op, 1997, Community-based Ecological Monitoring: A Summary of 1996-97 Observations & Pilot Project Evaluation, Northern Yukon Ecological Knowledge Co-op.

Arctic Borderlands Ecological Knowledge Society. 2008. Arctic Borderlands Ecological Knowledge Co-op Community Reports 2006-2007, Arctic Borderlands Ecological Knowledge Society, Whitehorse (Yukon).

Arctic Climate Impact Assessment. 2004. Impacts of a warming Arctic: Arctic Climate Impact Assessment, Cambridge University Press, Cambridge.

Ashford, G., et J. Castleden. 2001. Sila Alangotok: Inuit Observations on Climate Change, International Institute for Sustainable Development.

ASRDACA (Alberta Sustainable Resource Development et Alberta Conservation Association). 2010. Status of the Grizzly Bear (*Ursus arctos*) in Alberta: Update 2010, Alberta Sustainable Resource Development, Wildlife Status Report No. 37 (Update 2010), Edmonton (Alberta), 44 p.

Aune, K.E., R.D. Mace et D.W. Carney. 1994. The reproductive biology of female grizzly bears in the Northern Continental Divide Ecosystem with supplemental data from the Yellowstone Ecosystem, International Conference on Bear Research and Management 9:451-458.

Austin, M.S., D.C. Heard et A.N. Hamilton. 2004. Grizzly bear (*Ursus arctos*) harvest management in British Columbia, rapport préparé pour le Ministry of Water, Land and Air Protection de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), 9 p.

Ballard, W.B., J.S. Whitman et D.J. Reed. 1991. Population dynamics of moose in south-central Alaska, *Wildlife Monographs* 114, 49 p.

Banci, V. 1991. Updated status report on the grizzly bear *Ursus arctos horribilis* in Canada, rapport inédit pour le Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada (CSEMDC), 171 p.

Barash, D.P. 1989. Marmots: social behavior and ecology, Stanford University Press, Palo Alto (Californie).

Barker, O.E., et A.E. Derocher. 2009. Brown bear (Ursus arctos) predation of broad whitefish (Coregonus nasus) in the Mackenzie Delta region, Northwest Territories, *Arctic*, 62:312-316.

Bath, A.J. 1989. Public attitudes towards bears: implications to the management of black and grizzly bears in the Yukon, rapport pour le ministère des Richesses renouvelables du Yukon, Direction de la faune aquatique et terrestre, par Bath Associates, Canyon (Wyoming), ÉTATS-UNIS, 81 p.

BCMEM et BCMFLNRO (Ministry of Energy and Mines and Ministry of Forests, Lands, and Natural Resource Operations de la Colombie-Britannique). 2011. Exploration and Mining in British Columbia 2011, disponible à l'adresse : http://www.empr.gov.bc.ca/Mining/Geoscience/PublicationsCatalogue/ExplorationinBC/Documents/2011/BCEx-Mining2011.pdf (en anglais seulement)

BCMFLNRO (Ministry of Forests, Lands, and Natural Resources Operations de la Colombie-Britannique). 2012. British Columbia Grizzly Bear Population Estimate for 2012, disponible à l'adresse : http://www.env.gov.bc.ca/fw/wildlife/docs/Grizzly_Bear_Pop_Est_Report_Final_2012.pdf (en anglais seulement).

BCMOE (Ministry of Environment, Lands and Parks de la Colombie-Britannique). 2001a. Former assistant guide fined for trafficking in bear gall bladders, communiqué 330-30:ELP2001-203, le 2 mars 2001.

BCMOE (Ministry of Environment, Lands and Parks de la Colombie-Britannique). 2001b. Moricetown residents convicted of grizzly bear trafficking, communiqué 330-30:ELP2001-702, le 2 mars 2001.

Berland, A., T. Nelson, G. Stenhouse, K. Graham et J. Cranston. 2008. The impact of landscape disturbance on grizzly bear habitat use in the Foothills Model Forest, Alberta, Canada, *Forest Ecology and Management* 256:1875-1883.

Bertch, B., et M. Gibeau. 2010. Grizzly bear monitoring in and around the mountain national parks: mortalities and bear/human encounters 1980–2009, troisième rapport annuel, mars 2010, Agence Parcs Canada, 28 p.

Bertram, M.R., et M.T. Vivion. 2002. Moose mortality in eastern interior Alaska, *Journal of Wildlife Management* 66:747-756.

Black, L.T. 1998. Bear in human imagination and ritual, *Ursus* 10:343-347.

Blanchard, B.M. 1987. Size and growth patterns of the Yellowstone grizzly bear, International Conference on Bear Research and Management 7:99-107.

Blanchard, B.M., et R.R. Knight. 1991. Movements of Yellowstone grizzly bears, *Biological Conservation* 58:41-67.

Boertje, R.D., W.C. Gasaway, D.V. Grangaard et D.G. Kelleyhouse. 1988. Predation on moose and caribou by radio-collared grizzly bears in east central Alaska, *Canadian Journal of Zoology* 66:2492-2499.

Bouchard, R., et D. Kennedy. 2005. First Nations' Aboriginal Interests and Traditional Use in the Waneta Hydroelectric Expansion Project Area: A Summary and Analysis of Known and Available Information, Waneta Expansion Power Corporation, 146 p.

Boulanger, J. 2001. Analysis of the 1999 Foothills grizzly bear DNA mark-recapture data, *in* G. Stenhouse et R. Munro, 2001, Foothills Model Forest Grizzly Bear Research Project, 2000 Annual Report, Foothills Model Forest, 92 p.

Boulanger, J., S. Himmer et C. Swan. 2004. Monitoring of grizzly bear population trend and demography using DNA mark-recapture methods in the Owikeno Lake area of British Columbia, *Canadian Journal of Zoology* 82:1267-1277.

Boulanger, J., J. Cranston, S. Nielsen et G. Stenhouse. 2009. Estimation of grizzly bear population size for the Swan Hills management unit using DNA sampling and habitat-relative occupancy models, rapport inédit, 16 p., disponible à l'adresse : http://www.srd.alberta.ca/ManagingPrograms/FishWildlifeManagement/BearManagement/GrizzlyBears/documents/GrizzlyBear-PopulationEstimate-SwanHills-Oct2009.pdf (en anglais seulement)

Boyce, M.S. 1992. Population viability analysis, 1992, *Annual Review of Ecology and Systematics* 23:481-506.

Bullock, S.J. 1987. Traditional Use of Grizzly Bear in the Richardson Mountains, NT, Department of Renewable Resources du governement des Territoires du Nord-Ouest, manuscript inédit, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

Carr, H.D. 1989. Distribution, numbers, and mortality of grizzly bears in and around Kananaskis Country, Alberta, Wildlife Research Series No. 3, Forestry, Lands and Wildlife, Fish and Wildlife Division, Edmonton, 49 p.

Carroll, C., R.F. Noss et P.C. Paquet. 2001. Carnivores as focal species for conservation planning in the Rocky Mountain region, *Ecological Applications* 11:961-980.

Case, R., et J. Stevenson. 1991. Observation of barren-ground grizzly bear, *Ursus arctos*, predation on muskoxen, *Ovibos moschatus*, in the Northwest Territories, *Canadian Field-Naturalist* 105:105-106.

Case, R.L., et L. Buckland. 1998. Reproductive characteristics of grizzly bears in the Kugluktuk area, Northwest Territories, Canada, *Ursus* 10:41-47.

Cattet, M., J. Boulanger, G. Stenhouse, R.A. Powell et M. Reynolds-Hogland. 2008. An evaluation of long-term capture effects in Ursids: Implications for wildlife welfare and research, *Journal of Mammalogy* 89:973-990.

Caughley, G., et A.R.E. Sinclair. 1994. Wildlife ecology and management. Blackwell Scientific Publications, Inc., Cambridge (Massachusetts), 337 p.

Chetkiewicz, C.-L.B., et M.S. Boyce. 2009. Use of resource selection functions to identify conservation corridors, *Journal of Applied Ecology* 46:1036–1047.

Christensen, J.R., M. MacDuffee, R.W. Macdonald, M. Whitecar et P.S. Ross. 2005. Persistent organic pollutants in British Columbia Grizzly bears: consequence of divergent diets, *Environmental Science Technology* 39:6952-6960.

Chruszcz, B., A.P. Clevenger, K.E. Gunson et M.L. Gibeau. 2003. Relationships among grizzly bears, highways, and habitat in the Banff-Bow Valley, Alberta, Canada, *Canadian Journal of Zoology* 81:1378-1391.

Ciarniello, L.M., M.S. Boyce, D.C. Heard et D.R. Seip. 2007a. Components of grizzly bear habitat selection: Density, habitats, roads, and mortality risk, *Journal of Wildlife Management* 71:1446-1457.

Ciarniello, L.M., M.S. Boyce, D.R. Seip et D.C. Heard. 2007b. Grizzly bear habitat selection is scale dependent, *Ecological Applications* 17:1424-1440.

Ciarniello, L.M., M.S. Boyce, D.R. Seip et D.C. Heard. 2009. Comparison of grizzly bear *Ursus arctos* demographics in wilderness mountains versus a plateau with resource development, *Wildlife Biology* 15:247-265.

Clark, D.A. 2000. Recent reports of grizzly bears, *Ursus arctos*, in northern Manitoba, *Canadian Field-Naturalist* 114:692-696.

Clark, D. 2007. Local and regional-scale societal dynamics in grizzly bear management, thèse de doctorat, Université Wilfrid Laurier, Waterloo (Ontario).

Clark, D., et D.S. Slocombe. 2011. Grizzly Bear Conservation in the Foothills Model Forest: Appraisal of a Collaborative Ecosystem Management Effort, *Policy Sciences* 44(1):1-11.

Clarkson, P.L., et I.S. Liepins. 1989. Inuvialuit wildlife studies: grizzly bear research, Progress Rep. 1987-1988, Wildlife Management Advisory Council (Territoires du Nord-Ouest), rapport technique n° 3, Inuvik.

Clarkson, P.L., et I.S. Liepins. 1994. Grizzly bear population estimate and characteristics in the Anderson and Horton Rivers area, Northwest Territories, 1987-1989, International Conference on Bear Research and Management 9:213-221.

Clevenger, A.P., et N. Waltho. 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada, *Conservation Biology* 14:47-56.

Collingwood, A., S.E. Franklin, X.L. Guo et G. Stenhouse. 2009. A medium-resolution remote sensing classification of agricultural areas in Alberta grizzly bear habitat, *Canadian Journal of Remote Sensing* 35: 23-36.

Connacher Oil and Gas Ltd. 2010. Appendix 7 – Traditional Land Use. Great Divide SAGD Expansion Project Environmental Impact Assessment, Calgary (Alberta), disponible à l'adresse : http://www.connacheroil.com/en/documents/eia/17 appendix 7.pdf (en anglais seulement).

COSEPAC 2002. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'ours grizzli (*Ursus arctos*) au Canada – Mise à jour, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vii + 91 p.

COSEPAC 2011. Lignes directrices pour reconnaître les unités désignables approuvées par le COSEPAC, disponible à l'adresse : http://www.cosewic.gc.ca/fra/sct2/sct2_5_f.cfm, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa.

Cox, S. 1977. Prehistoric settlement and culture change at Okak. Labrador, thèse de doctorat, Department of Anthropology, Harvard University, Cambridge (Massachusetts).

Craighead, J.J., J.S. Sumner et J.A. Mitchell. 1995. The grizzly bears of Yellowstone: their ecology in the Yellowstone ecosystem, 1959-1992, Island Press, Washington, D.C.

Craighead, L., D. Paetkau, H.V. Reynolds, E.R. Vyse et C. Strobeck. 1995. Microsatellite analysis of paternity and reproduction in arctic grizzly bears, *Journal of Heredity* 86:255-261.

Cristescu, B., et M.S. Boyce. 2010. Grizzly bears and mining: rationale and objectives of a study on the effects of industry on bears, *International Bear News* 19:20-22.

Cronin, M.A., S.C. Amstrup, G.W. Garner et E.R. Vyse. 1991. Interspecific and intraspecific mitochondrial DNA variation in North American bears (*Ursus*), *Canadian Journal of Zoology* 69:2985-2992.

Davison, J., S.Y.W. Ho, S.C.Bray, M. Korsten, E. Tammeleht, M. Hindrikson, K. Østbye, E. Østbye, S-E. Lauritzen, J. Austin, A. Cooper et U. Saarma. 2011. Late-Quaternary biogeographic scenarios for the brown bear (*Ursus arctos*), a wild mammal model species, *Quaternary Science Reviews*, 30(3-4), 418–430 p.

Doupé, J.P., J.H. England, M. Furze et D. Paetkau. 2007. Most northerly observation of a grizzly bear (*Ursus arctos*) in Canada: photographic and DNA evidence from Melville Island, Northwest Territories, *Arctic* 60:271-276.

Ducommun, G. 2010. Summary of British Columbia Métis Traditional Knowledge for Grizzly Bear *(Ursus arctos horribilis)* contained in the MNBC Species at Risk Database, Métis Nation BC, 7 p.

Edwards, C.J., M.A. Suchard, P. Lemey, J.J. Welch, I. Barnes, T.L. Fulton *et al.* 2011. Ancient hybridization and an Irish origin for the modern polar bear matriline, *Current Biology* 21:1251-1258.

Edwards, M.A., J.A. Nagy et A.E. Derocher. 2009. Low site fidelity and home range drift in a wide-ranging, large Arctic omnivore, *Animal Behaviour* 77: 23-28.

Edwards, M.A., A.E. Derocher, K.A. Hobson, M. Branigan et J.A. Nagy. 2011. Fast carnivores and slow herbivores: differential foraging strategies among grizzly bears in the Canadian Arctic, *Oecologia*, sous presse.

Elton, C.S. 1954. Further evidence about the barren-ground grizzly bear in northeast Labrador, *Journal of Mammalogy* 35:345-356.

Environnement Canada. 2009. Programme de rétablissement de l'ours grizzli (*Ursus arctos*), population des Prairies, au Canada, Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*, Environnement Canada, Ottawa, v + 28 p.

Ferguson, S.H., et P.D. McLoughlin. 2000. Effect of energy availability, seasonality, and geographic range on brown bear life history, *Ecography* 23:193-200.

Festa-Bianchet, M., M. Urquhart et K.G. Smith. 1994. Mountain goat recruitment: kid production and survival to breeding age, *Canadian Journal of Zoology* 72:22-27.

Fleishman, E., et R. Mac Nally. 2007. Contemporary drivers of fragmentation and measurement of their effects on animal diversity, *Canadian Journal of Zoology* 85:1080-1090.

Garshelis, D.L., M.L. Gibeau et S. Herrero. 2005. Grizzly bear demographics in and around Banff National Park and Kananaskis Country, Alberta, *Journal of Wildlife Management* 69:277-297.

Gau, R.J. 1998. Food habits, body condition, and habitat of the barren-ground grizzly bear. thèse, University of Saskatchewan, Saskatoon (Saskatchewan), 77 p.

Gau, R.J., R.L. Case, D.F. Penner et P.D. McLoughlin. 2002. Feeding patterns of grizzly bears in the central Canadian Arctic, *Arctic* 55:339–344.

Gau, R.J., P.D. McLoughlin, R.L. Case, H.D. Cluff, R. Mulders et F. Messier. 2004. Movements of subadult male grizzly bears in the central Canadian Arctic, *Canadian Field-Naturalist* 118:239–242.

Gibeau, M.L. 1998. Grizzly bear habitat effectiveness model for Banff, Yoho, and Kootenay National Parks, Canada, *Ursus* 10:235-241.

Gibeau, M.L. 2000. A conservation biology approach to management of grizzly bears in Banff National Park, Alberta, thèse de doctorat, University of Calgary, 129 p.

Gibeau, M.L. 2005. Habitat effectiveness and security area analysis, pages 194-199, *in* S. Herrero (éd.), Biology, demography, ecology and management of grizzly bears in and around Banff National Park and Kananaskis Country, The final report of the Eastern Slopes Grizzly Bear Project, Faculty of Environmental Design, University of Calgary (Alberta), CANADA.

Gibeau, M.L., et S. Herrero. 1997. Eastern Slopes grizzly bear project: a progress report for 1996, University of Calgary, 18 p. + app.

Gibeau, M.L., S. Herrero, J.L. Kansas et B. Benn. 1996. Grizzly bear population and habitat status in Banff National Park: a report to the Banff Bow Valley Task Force by the Eastern Slopes Grizzly Bear Project, University of Calgary, 62 p.

Gibeau, M.L., S. Herrero, B.N. McLellan et J.G. Woods. 2001. Managing for grizzly bear security areas in Banff National Park and the central Canadian Rocky Mountains, *Ursus* 12:121-129.

Gibeau, M.L., A.P. Clevenger, S. Hererro et J. Wierzchowski. 2002. Grizzly bear response to human development and activities in the Bow River Watershed, Alberta, *Biological Conservation* 103:227-236.

Golder Associates Ltd. 2003. Report on Inuit Qaujimajatuqangit Literature Review, Gap Analysis and Workshop Results related to the Doris North Project Hope Bay Belt, Nunavut, Victoria (Colombie-Britannique), 214 p.

Government of Alberta. 2011. Alberta SRD Grizzly Bear Mortality Statistics. http://www.srd.alberta.ca/FishWildlife/WildlifeManagement/BearManagement/GrizzlyBears/GrizzlyBearMortalityRates.aspx (consulté le 1er août 2011; en anglais seulement).

Government of NWT. 2011. http://www.enr.gov.nt.ca/_live/pages/wpPages/grizzly_bears.aspx (consulté le 1er août 2011; en anglais seulement).

Government of Yukon. 2011. http://www.environmentyukon.gov.yk.ca/huntingtrapping/biggame.php#grizzly (consulté le 1er août 2011; en anglais seulement).

Graham, K, J. Boulanger, J. Duval et G. Stenhouse. 2010. Spatial and temporal use of roads by grizzly bears in west-central Alberta, *Ursus* 21: 43-56.

Guilday, J.E. 1968. Grizzly bears from eastern North America, *The American Midland Naturalist* 79:247-250.

Gunn, A., et F.L. Miller. 1982. Muskox bull killed by a barren-ground grizzly bear, Thelon Game Sanctuary, N.W.T., *Arctic* 35:545-546.

Gwich'in Renewable Resource Board. 2002. Grizzly Bear Management Agreement. Gwich'in Renewable Resources Board, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest), rapport 02-06.

Hailer, F., V.E. B.M. Hallstrom, D. Klassert, S.R. Fain, J.A. Leonard, U. Arnason et A. Janke. 2012. Nuclear Genomic Sequences Reveal that Polar Bears Are an Old and Distinct Bear Lineage, *Science* 336: 344-347.

Hall, E.R. 1984. Geographic variation among brown and grizzly bears (*Ursus arctos*) in North America. Special Publication 13, Museum of Natural History, University of Kansas, Lawrence (Kansas).

Hallowell, A.I. 1926. Bear ceremonialism in the northern hemisphere, *American Anthropologist* 28:1-175.

Hamer, D., et S. Herrero. 1987. Grizzly bear food and habitat in the front ranges of Banff National Park, Alberta. 1987, International Conference on Bear Research and Management 7:199-213.

Hamer, D., et S. Herrero. 1991. Elk, *Cervus elaphus*, calves as food for grizzly bears, *Ursus arctos*, in Banff National Park, Alberta, *Canadian Field-Naturalist* 105:101-103.

Hamer, D., S. Herrero et K. Brady. 1991. Food and habitat used by grizzly bears, Ursus arctos, along the Continental Divide in Waterton Lakes National Park, Alberta, *Canadian Field-Naturalist* 105:325-329.

Hamilton, A.N. 2008. Grizzly bear population estimate for British Columbia, updated October 29, 2008, Ministry of Water, Land and Air Protection de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), 3 p.

Hamilton, A.N., et F.L. Bunnell. 1987. Foraging strategies of coastal grizzly bears in the Kimsquit River valley, British Columbia, International Conference on Bear Research and Management 7:187-197.

Hamilton, A.N., D.C. Heard et M.A. Austin, 2004. British Columbia Grizzly Bear (*Ursus arctos*) Population Estimate, Ministry of Water, Land and Air Protection de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique) ,7 p.

Haszard, S., et J. Shaw. 2000. Rat River Biodiversity, Cultural and Historical Assessment, Gwich'in Renewable Resource Board (rapport 00-01).

Hellgren, E.C. 1998. Physiology of hibernation in bears, *Ursus* 10:467-477.

Herrero, S. 2002. Bear attacks: their causes and avoidance (révisé), Guilford: Globe Pequot Press.

Herrero, S. (éd.) 2005. Biology, demography, ecology and management of grizzly bears in and around Banff National Park and Kananaskis Country. The final report of the Eastern Slopes Grizzly Bear Project. Faculty of Environmental Design, University of Calgary (Alberta), Canada.

Herrero, S., et J. Herrero. 1996. Cheviot Mine Project: specific and cumulative environmental effects analysis for mammalian carnivores, rapport préparé pour le Cardinal River Coals Ltd. par BIOS Environmental Research and Planning Associates Ltd., Calgary (Aberta), 122 p.

Herrero, S., J. Roulet et M.L. Gibeau. 2001. Banff National Park: science and policy in grizzly bear management, *Ursus* 12:161-168.

Hickey, C.G. 1999. Whitefish Lake First Nation Land Use and Occupancy Study, University of Alberta, Edmonton (Alberta).

Hilderbrand, G.V., C.C. Schwartz, C.T. Robbins, M.E. Jacoby, T.A. Hanley, S.M. Arthur et C. Servheen. 1999a. The importance of meat, particularly salmon, to body size, population productivity, and conservation of North American brown bears, *Canadian Journal of Zoology* 77:132-138.

Hilderbrand, G.V., S.G. Jenkins, C.C. Schwartz, T.A. Hanley et C.T. Robbins. 1999b. Effect of seasonal differences in dietary meat intake on changes in body mass and composition in wild and captive brown bears, *Canadian Journal of Zoology* 77:1623-1630.

Hilderbrand, G.V., C.C. Schwartz, C.T. Robbins et T.A. Hanley. 2000. Effect of hibernation and reproductive status on body mass and condition of coastal brown bears, *Journal of Wildlife Management* 64:178-183.

Hilderbrand, G.V., S.D. Farley, C.C. Schwartz et C.T. Robbins. 2004. Importance of salmon to wildlife: Implications for integrated management, *Ursus* 15:1-9.

Honeyman, J. 2008. A retrospective evaluation of the effectiveness of aversive conditioning on grizzly bears in Peter Lougheed Provincial Park, Alberta, Canada, thèse, Royal Roads University, Edmonton (Alberta), CANADA.

Hood, G.A., et K.L. Parker. 2001. Impact of human activities on grizzly bear habitat in Jasper National Park, Wildlife Society Bulletin 624-638.

Horejsi, B.L. 1989. Uncontrolled land-use threatens an international grizzly bear population, *Conservation Biology* 3:220-223.

Horejsi, B.L., B.K. Gilbert et P.C. Paquet. 2010. Global climate disruption; bearing down on British Columbia's coastal grizzlies!, Rapport inédit préparé par P.C. Paquet, Senior Scientist, Raincoast Conservation Foundation, Victoria (Colombie-Britannique), CANADA.

Hovey, F.W., et B.N. McLellan. 1996. Estimating population growth of grizzly bears from the Flathead River drainage using computer simulations of reproduction and survival rates, *Canadian Journal of Zoology* 74:1409-1416.

IUCN Standards and Petitions Subcommittee. 2011. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 9.0, préparée par le Standards and Petitions Subcommittee. Disponible à l'adresse : http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf. (en anglais seulement)

Inuuvik Community Corporation, Tuktuuyaqtuuq Community Corporation et Akłarvik Community Corporation. 2006. Inuvialuit Settlement Region Traditional Knowledge Report, Mackenzie Project Environmental Group, Calgary (Alberta), 200 p.

Johnson, C.J., M.S. Boyce, R.L. Case, H.D. Cluff, R.J. Gau, A. Gunn et R. Mulders. 2005. Cumulative effects of human developments on arctic wildlife, *Wildlife Monographs* 160:1-36.

Keith, D., et J. Arqviq. 2006. Environmental Change, Polar Bears and Adaptation in the East Kitikmeot: An Initial Assessment – Final Report.

Kellert, S.R. 1994. Public attitudes toward bears and their conservation, International Conference on Bear Research and Management 9:43-50.

Kowalska, Z. 1962. Intergeneric crossbreed of the brown bear *Ursus arctos* L., and the polar bear *Thalarctos maritimus* (Phipps), *Przeglad Zoologiczny* 6:230, 1 p. [en polonais avec résumé en anglais].

Kowalska, Z. 1965. Cross breeding between a female European brown bear and a male polar bear in Lodz Zoo, *Przeglad Zoologiczny* 9:313-319 [en polonais avec résumé en anglais].

Kowalska, Z. 1969. A note on bear hybrids *Thalarctos maritimus* and *Ursus arctos* at Lodz zoo, Int. Zoo, *Year* 9:89.

Kurtén, B. 1973. Transberingian relationships of *Ursus arctos* Linne (brown and grizzly bears), *Commentation Biology* 65:1-10.

Larsen, D.G., D.A. Gauthier et R.L. Markel. 1989. Causes and rate of moose mortality in the southwest Yukon, *Journal of Wildlife Management* 53:548-557.

Lefebvre, M. 1972. Tshakapesh: Récits Montagnais-Naskapi, Série cultures amérindiennes 4, Québec : ministère des Affaires culturelles du Québec.

LeFranc, M.N., fils., M.B. Moss, K.A. Patnode et W.C. Sugg, III (éd.). 1987. Grizzly bear compendium, Interagency Grizzly Bear Committee, Washington, D.C.

Leonard J.A., R.K. Wayne et A. Cooper (2000) Population genetics of ice age brown bears, Proceedings of the National Academy of Sciences, ÉTATS-UNIS, 97, p. 1651–1654.

Linke, J., S.E. Franklin, F. Huettmann et G.B. Stenhouse. 2005. Seismic cutlines, changing landscape metrics and grizzly bear landscape use in Alberta, *Landscape Ecology* 20:811-826.

Little Salmon/Carmacks First Nation, Carmacks Renewable Resource Council et Environment Yukon. 2004. Community-based Fish and Wildlife Management Plan - Little Salmon/Carmacks First Nation Traditional Territory 2004-2009, 44 p.

Loring, S. 2005. Smithsonian fieldwork in Labrador: summary of 2004 fieldwork, Provincial Archaeology Office Newsletter, Archaeology in Newfoundland and Labrador 3:20–21.

Loring, S., et A. Spiess. 2007. Further documentation supporting the former existence of grizzly bears (*Ursus arctos*) in Northern Quebec-Labrador, *Arctic* 60:7-16.

Lutsel K'e First Nation, B. Parlee, M. Basil et N. Casaway. 2001. Traditional Ecological Knowledge in the Kaché Tue Study Region – Final Report, West Kitikmeot Slave Study Society et Lutsel K'e Dene First Nation.

Mace, R.D., et J.S. Waller. 1998. Demography and population trend of grizzly bears in the Swan Mountains, Montana, *Conservation Biology* 12:1005-1016.

Mace, R.D., S.C. Minta, T.L. Manley et K.E. Aune. 1994. Estimating grizzly bear population size using camera sightings, Wildlife Society Bulletin 22:74-83.

MacHutchon, A.G. 1996. Grizzly bear habitat use study, Ivvavik National Park, Yukon, rapport final, district de l'Arctique de l'Ouest, Parcs Canada, Inuvik (Nunavut).

MacHutchon, A.G., S. Himmer et C.A. Bryden. 1993. Khutzeymateen Valley grizzly bear study, rapport final, Wildlife Report No. R-25, Wildlife Habitat Research Report No. 31, Ministry of Forests, Victoria (Colombie-Britannique), 105 p.

Maraj, R. 2007. Evaluating the consequences of human land use on grizzly bears in southwest Yukon, Canada, thèse, University of Calgary, Calgary (Alberta), CANADA.

Maraj, R. 2010. Bears and humans: how Canadian park managers are dealing with grizzly bear populations in a northern landscape, *Park Science* 27, publié en ligne à l'adresse : http://www.nature.nps.gov/ParkScience/index.cfm?ArticleID=415&Page=1 (en anglais seulement)

Martin, P.L. 1876. *Ursus arctos* and *Ursus maritimus*. On bastards between these species born in Nill's menagerie at Stuttgart, *Zoologische Garten* 1876:20-22. [*Zoologische Garten*, 1877:135-136, W. Stendell et E. von Martens, tom. cit., 401-402 p.]

Martin, P.L. 1882. On a hybrid between a male *Ursus maritimus* and a female *Ursus arctos, Zoologische Garten* 1882:xxiii, 370.

Matheus, P., J. Burns, J. Weinstock et M. Hofreiter. 2004. Pleistocene brown bears in the mid-continent of North America, *Science* 306:1150.

Mattson, D.J. 1997. Use of ungulates by Yellowstone grizzly bears, *Biological Conservation* 81:161-177.

Mattson, D.J. 2001. Myrmecophagy by Yellowstone grizzly bears, *Canadian Journal of Zoology* 79:779-793.

Mattson, D.J., et T. Merrill. 2002. Extirpations of grizzly bears in the contiguous United States, 1850-2000, *Conservation Biology* 16:1123-1136.

Mattson, D.J., C.M. Gillin, C.M. Benson et R.R. Knight. 1991. Bear feeding activity at alpine insect aggregation sites in the Yellowstone ecosystem, *Canadian Journal of Zoology* 69:2430-2435.

Mattson, D.J., K.C. Kendall et D.P. Reinhart. 2001. Whitebark pine, grizzly bears, and red squirrels, pages 121-136, *in* D.F. Tomback, S.F. Arno et R.E. Keane (éd.), Whitebark pine communities: ecology and restoration, Island Press, Washington, D.C.

Mattson, D.J., M.G. French et S.P. French. 2002. Consumption of earthworms by Yellowstone grizzly bears, *Ursus* 13:105-110.

McCann, R.K.. 1998. Kluane National Park grizzly bear research project, Interim final report to accompany the project review, les 21 et 22 octobre 1998, Parcs Canada, parc national et réserve de parc national Kluane, Haines Junction (Yukon), 128 p.

McCullough, D.R. 1982. Behavior, bears, and humans, Wildlife Society Bulletin 10:27-33.

McCullough, D.R. 1996. Spatially structured populations and harvest theory, *Journal of Wildlife Management* 60:1-9.

McDiarmid, Margo. 2002. Who killed Mary? Bear experts blame drive-by poaching for the illegal killing of grizzlies in Alberta, le 19 février, Canadian Broadcasting Corporation.

McLellan, B.N. 1989a. Dynamics of a grizzly bear population during a period of industrial resource extraction. I. Density and age-sex composition, *Canadian Journal of Zoology* 67:1856-1860.

McLellan, B.N. 1989b. Dynamics of a grizzly bear population during a period of industrial resource extraction. II. Mortality rates and causes of death, *Canadian Journal of Zoology* 67:1861-1864.

McLellan, B.N. 1989c. Dynamics of a grizzly bear population during a period of industrial resource extraction. III. Natality and rate of increase, *Canadian Journal of Zoology* 67:1865-1868.

McLellan, B.N. 1990. Relationships between human industrial activity and grizzly bears, International Conference on Bear Research and Management 8:57-64.

McLellan, B.N. 1994. Density-dependent population regulation of brown bears, pages 15-25, *in* M. Taylor (éd.), Density-dependent population regulation in black, brown, and polar bears, International Conference on Bear Research and Management, Monograph Series No. 3, 43 p.

McLellan, B.N. 1998. Maintaining viability of brown bears along the southern fringe of their distribution, *Ursus* 10:607-611.

McLellan, B.N. 2005. Sexually selected infanticide in grizzly bears: the effects of hunting on cub survival, *Ursus* 16:141-156.

McLellan, B.N. 2008. Implications of 1970s salvage logging of mountain pine beetle trees and gas exploration on grizzly bears: vital rates and rate of change, rapport inédit, 29 p.

McLellan, B.N., et D.M. Shackleton. 1988. Grizzly bears and resource-extraction industries: effects of roads on behaviour, habitat use and demography, *Journal of Applied Ecology* 25:451-460.

McLellan, B.N., et D. Reiner. 1994. A review of bear evolution, International Conference on Bear Research and Management 9: 85-96.

McLellan, B.N., et F.W. Hovey. 1995. The diet of grizzly bears in the Flathead River drainage of southeastern British Columbia, *Canadian Journal of Zoology* 73:704-712.

McLellan, B.N., et F.W. Hovey. 2001a. Habitats selected by grizzly bears in a multiple use landscape, *Journal of Wildlife Management* 65:92-99.

McLellan, B.N., et F.W. Hovey. 2001b. Natal dispersal of grizzly bears, *Canadian Journal of Zoology* 79:838-844.

McLellan, B.N., F.W. Hovey, R.D. Mace, J.G. Woods, D.W. Carney, M.L. Gibeau, W.L. Wakkinen et W.F. Kasworm. 1999. Rates and causes of grizzly bear mortality in the interior mountains of British Columbia, Alberta, Montana, Washington, and Idaho, *Journal of Wildlife Management* 63:911-920.

McLellan, B.N., C. Servheen et D. Huber. 2008. *Ursus arctos*, *in*: IUCN 2010, IUCN Red List of Threatened Species, Version 2010.4.

McLoughlin, P.D. 2001. The ecology of barren-ground grizzly bears in Nunavut. Volume I: State of knowledge, Department of Environment, Iqaluit (Nunavut).

McLoughlin, P.D. 2003. Managing risks of decline for hunted populations of grizzly bears given uncertainty in population parameters, rapport final présenté au British Columbia Independent Scientific Panel on Grizzly Bears, disponible à l'adresse : http://www.env.gov.bc.ca/wld/documents/gbear_mcl.pdf (en anglais seulement)

McLoughlin, P.D., et S.H. Ferguson. 2000. A hierarchical pattern of limiting factors helps explain variation in home range size, *Écoscience* 7:123–130.

McLoughlin, P.D., et F. Messier. 2004. Relative contributions of sampling error in initial population size and vital rates to outcomes of population viability analysis, *Conservation Biology* 18:1665–1669.

McLoughlin, P.D., R.L. Case, R.J. Gau, S.H. Ferguson et F. Messier. 1999. Annual and seasonal movement patterns of barren-ground grizzly bears in the central Northwest Territories, *Ursus* 11:79–86.

McLoughlin, P.D., S.H. Ferguson et F. Messier. 2000. Intraspecific variation in home range overlap with habitat quality: a comparison among brown bear populations, *Evolutionary Ecology* 14:39–60.

McLoughlin, P.D., R.L. Case, R.J. Gau, H.D. Cluff, R. Mulders et F. Messier. 2002a. Hierarchical habitat selection by barren-ground grizzly bears in the central Canadian Arctic, *Oecologia* 132:102–108.

McLoughlin, P.D., H.D. Cluff et F. Messier. 2002b. Denning ecology of barren-ground grizzly bears in the central Arctic, *Journal of Mammalogy* 83:188–198.

McLoughlin, P.D., H.D. Cluff, R.J. Gau, R. Mulders, R.L. Case et F. Messier. 2003a. Effect of spatial differences in habitat on home ranges of barren-ground grizzly bears, *Écoscience* 10:11–16.

McLoughlin, P.D., M. Taylor, H.D. Cluff, R.J. Gau, R. Mulders, R.L. Case, S. Boutin et F. Messier. 2003b. Demography of barren-ground grizzly bears, *Canadian Journal of Zoology* 81:294–301.

McLoughlin, P.D., R.L. Case., R.J. Gau, R. Mulders, H.D. Cluff, M. Taylor et F. Messier. 2003c. Population viability of barren-ground grizzly bears in Nunavut and the Northwest Territories, *Arctic* 56:177–182.

McLoughlin, P.D., M.K. Taylor et F. Messier. 2005. Conservation risks of male-selective harvest for mammals with low reproductive potential, *Journal of Wildlife Management* 69:1592–1600.

Merriam, C.H. 1918. Review of the grizzly and big brown bears of North America (genus *Ursus*) with the description of a new genus, *Vetularctos*, *North American Fauna* 41:1-136.

Merrill, T., D.J. Mattson, R.G. Wright et H.B. Quigley. 1999. Defining landscapes suitable for restoration of grizzly bears *Ursus arctos* in Idaho, *Biological Conservation* 87:231-248.

Merrill, T. 2005. Grizzly bear conservation in the Yellowstone to Yukon region, rapport technique n° 6, Yellowstone to Yukon Conservation Initiative, Canmore (Alberta).

Milakovic, B., K.L. Parker, D.D. Gustine, R.J. Lay, A.B.D. Walker et M.P. Gillingham. 2012. Seasonal habitat use and selection by grizzly bears in northern British Columbia, *Journal of Wildlife Management* 76:170-180.

Miller, C.R., L.P. Waits et P. Joyce. 2006. Phylogeography and mitochondrial diversity of extirpated brown bear (*Ursus arctos*) populations in the contiguous United States and Mexico, *Molecular Ecology* 15:4477-4485.

Miller, S.D. 1990. Population management of bears in North America, International Conference on Bear Research and Management 8:357-373.

Miller, S.J., N. Barichello et D. Tait. 1982. The grizzly bears of the Mackenzie Mountains, Northwest Territories, N.W.T. Wildlife Service, Completion Report No. 3, Yellowknife, 118 p.

Miller, S.D., E.F. Becker et W.B. Ballard. 1987. Black and brown bear density estimates using modified capture-recapture techniques in Alaska, International Conference on Bear Research and Management 7:23-35.

Miller, S.D., G.C. White, R.A. Sellers, H.V. Reynolds, J.W. Schoen, K. Titus, V.G. Barnes fils, R.B. Smith, R.R. Nelson, W.B. Ballard et C.C. Schwartz. 1997. Brown and black bear density estimation in Alaska using radiotelemetry and replicated mark-resight techniques, *Wildlife Monographs* 133, 55 p.

Miller, S.D., J.W. Schoen, J. Faro et D.R. Klein. 2011. Trends in intensive management of Alaska's grizzly bears, 1980-2010. *Journal of Wildlife Management* 75:1243-1252.

Miller, S.M., S.D. Milier et D.W. McCollum. 1998. Attitudes toward and relative value of Alaskan brown and black bears to resident voters, resident hunters, and nonresident hunters, *Ursus* 10:357-376.

Milton Freeman Research Ltd. 1976a. Inuit land use and occupancy project. Volume I: Land use and occupancy, ministre des Approvisionnements et des Services du Canada, Ottawa (Ontario).

Milton Freeman Research Ltd. 1976b. Inuit land use and occupancy project. Volume II: Supporting studies, ministre des Approvisionnements et des Services du Canada, Ottawa (Ontario).

Milton Freeman Research Ltd. 1976c. Inuit land use and occupancy project. Volume III: Land use atlas, ministre des Approvisionnements et des Services du Canada, Ottawa (Ontario).

Morton, K., et L. Lester. 2004. Prairie Grizzly Operation Strategy, 2004, ébauche du 15 juillet 2004, rapport préliminaire préparé pour le Lethbridge Wildlife Management Area, Alberta Sustainable Research Development, Lethbridge (Alberta), 9 p.

Mowat, G., et C. Strobeck. 2000. Estimating population size of grizzly bears using hair capture, DNA profiling, and mark-recapture analysis, *Journal of Wildlife Management* 64:183-193.

Mowat, G., K.G. Poole, D.R. Seip, D.C. Heard, R. Smith et D.W. Paetkau. 2002. Grizzly and Black Bear densities in interior British Columbia, Aurora Wildlife Research, 35 p.

Mowat, G., D.C. Heard, D.R. Seip, K.G. Poole, G. Stenhouse et D.W. Paetkau. 2005. Grizzly *Ursus arctos* and black bear *U. americanus* densities in the interior mountains of North America, *Wildlife Biology* 11:31-48.

Mueller, C., S. Herrero et M.L. Gibeau. 2004. Distribution of subadult grizzly bears in relation to human development in the Bow River watershed, Alberta, *Ursus* 15:35-47.

Munro, R.H.M., S.E., Nielsen, M.H. Price, G.B. Stenhouse et M.S. Boyce. 2006. Seasonal and diel patterns of grizzly bear diet and activity in west-central Alberta, *Journal of Mammalogy* 87:1112-1121.

Murphy, K.M., G.S. Felzien, M.G. Hornocker et T.K. Ruth. 1998. Encounter competition between bears and cougars: some ecological implications, *Ursus* 10:55-60.

Nacho Nyak Dun First Nation, Mayo District Renewable Resources Council et Yukon Department of Environment. 2003. Community-based fish and wildlife management plan (2002-2007) for Nacho Nyak Dun Traditional Territory, 46- p.

Nagy, J.A., et R.H. Russell. 1978. Ecological studies of the boreal forest grizzly bear (*Ursus arctos* L.), Annual report for 1977. Service canadien de la faune, Edmonton, 72 p.

Nagy, J.A., et J.R. Gunson. 1990. Management plan for grizzly bears in Alberta, Wildlife Management Planning Series No. 2, Forestry, Lands and Wildlife, Fish and Wildlife Division, Edmonton, 164 p.

Nagy, J.A., et M. Branigan. 1998. Co-management plan for grizzly bears in the Inuvialuit Settlement Region, Yukon Territory and Northwest Territories, Wildlife Management Advisory Council, North Slope et Territoires du Nord-Ouest, Inuvik, 63 p.

Nagy, J.A., R.H. Russell, A.M. Pearson, M.C.S. Kingsley et C.B. Larson. 1983*a*. A study of grizzly bears on the barren-grounds of Tuktoyaktuk Peninsula and Richards Island, Northwest Territories, 1974 to 1978, Service canadien de la faune, Edmonton, 136 p.

Nagy, J.A., R.H. Russell, A.M. Pearson, M.C.S. Kingsley et B.C. Goski. 1983*b*. Ecological studies of grizzly bears in the Arctic Mountains, Northern Yukon Territory, 1972 to 1975, Service canadien de la faune, Edmonton, 102 p.

Nagy, J.A., A.W.L. Hawley, M.W. Barrett et J.W. Nolan. 1989. Population characteristics of grizzly bears and black bears in west central Alberta, AEC Report V88-R1, Alberta Environmental Centre, Vegreville (Alberta), 33 p.

NatureServe. 2011. NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life [web application], version 7.1, NatureServe, Arlington, (Virginia). http://www.natureserve.org/explorer (consulté le 6 décembre 2011; en anglais seulement).

Nielsen, S.E. 2005. Habitat ecology, conservation, and projected population viability of grizzly bears (*Ursus arctos* L.) in west-central Alberta, Canada, thèse de doctorat, University of Alberta, Edmonton (Alberta), CANADA.

Nielsen, S.E., S. Herrero, M.S. Boyce, R.D. Mace, B. Benn, M.L. Gibeau et S. Jevons. 2004a. Modeling the spatial distribution of human-caused grizzly bear mortalities in the Central Rockies ecosystem of Canada, *Biological Conservation* 120:101-113.

Nielsen, S.E., M.S. Boyce et G.B. Stenhouse. 2004b. Grizzly bears and forestry. I. Selection of clearcuts by grizzly bears in west-central Alberta, *Forest Ecology and Management* 120:101-113.

Nielsen, S.E., G.B. Stenhouse et M.S. Boyce. 2006. A habitat-based framework for grizzly bear conservation in Alberta, *Biological Conservation* 130:217-229.

Nielsen, S.E., G. McDermid, G.B. Stenhouse et M.S. Boyce. 2010. Dynamic wildlife habitat models: seasonal foods and mortality risk predict occupancy-abundance and habitat selection in grizzly bears, *Biological Conservation* 143:1623-1634.

Nirlungayuk, G. 2008. Aklah, Akha, Grizzly Bear, perspectives from Inuit of Kugluktuk and Baker Lake elders, 4 p.

Oakes, J.E. 1991. Copper and Caribou Inuit skin clothing production, Musée canadien des civilisations, Hull (Québec).

Paetkau, D., L.P. Waits, P.L. Clarkson, L. Craighead et C. Strobeck. 1997. An empirical evaluation of genetic distance statistics using microsatellite data from bear (Ursidae) populations, *Genetics* 147:1943-1957.

Paetkau, D., L.P. Waits, P.L. Clarkson *et al.* 1998. Variation in genetic diversity across the range of North American brown bears, *Conservation Biology* 12: 418-429.

Parker, Z., et R. Gorter. 2003. Crossroads: Economics Policy, and the Future of Grizzly Bears in British Columbia, Victoria (Colombe-Britannique), ISBN 0-9688432-3-9.

Pasitschniak-Arts, M. 1993. *Ursus arctos*, *Mammalian Species* 439:1-10.

Pasitschniak-Arts, M., et F. Messier. 2000. Brown (grizzly) and polar bears, pages 409-428, *in:* S. Demarais et P.R. Krausman (éd.), Ecology and management of large mammals in North America, Prentice-Hall, Upper Saddle River (New Jersey).

Pearson, A.M. 1975. The northern interior grizzly bear *Ursus arctos* L., Service canadien de la faune, série de rapports n° 34, Ottawa.

Peek, J., J. Beecham, D. Garshelis, F. Messier S. Miller et D. Strickland. 2003. Management of grizzly bears in British Columbia: A review by an independent scientific panel, 90 p.

Pengelly, I., et D. Hamer. 2006. Grizzly bear use of pink hedysarum roots following shrubland fire in Banff National Park, Alberta, *Ursus* 17:124-131.

Peterson, R.L. 1965. A well-preserved grizzly bear skull recovered from a late glacial deposit near Lake Simcoe, Ontario, *Nature* 208:1233-1234.

Pissot, J. 2007. Trains, grains, and grizzly bears: reducing wildlife mortality on railway tracks in Banff National Park, *in* Proceedings of the 2007 International Conference on Ecology and Transportation, révisé par C. Leroy Irwin, Debra Nelson et K.P. McDermott, Raleigh (Caroline du Nord) Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, p. 64-67.

Poole, K.G., G. Mowat et D.A. Fear. 2001. DNA-based population estimate for grizzly bears in northeastern British Columbia, Canada, *Wildlife Biology* 7:105-115.

Price, M.H.H., C.T. Darimont, N.F. Temple et S.M. MacDuffee. 2008. Ghost runs: management and status assessment of Pacific salmon (Oncorhynchus spp.) returning to British Columbia's central and north coasts, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65:2712-2718.

Proctor, M.F. 2003. Genetic analysis of movement, dispersal and population fragmentation of grizzly bears in southwestern Canada, thèse de doctorat, University of Calgary, Calgary (Alberta), CANADA.

Proctor, M., et L. Neumeier. 1996. Bear handling as a result of bear-human interaction in the Revelstoke, British Columbia area during 1986–1995, rapport préparé pour le Ministry of Water, Lands, and Air Protection de la Colombie-Britannique, Nelson (Colombie-Britannique).

Proctor, M.F., B.N. McLellan, C. Strobeck et R.M.R. Barclay. 2004. Gender-specific dispersal distances of grizzly bears estimated from genetic analysis, *Canadian Journal of Zoology*, 82:1108-1118.

Proctor, M.F., B.N. McLellan, C. Strobeck et R.M.R. Barclay. 2005. Genetic analysis reveals demographic fragmentation of grizzly bears yielding vulnerably small populations, Proceedings of the Royal Society, *Biological Sciences* 272:2409-2416.

Proctor, M., J. Boulanger, S. Nielsen, C. Servheen, W. Kasworm, T. Radandt et D. Paetkau. 2007. Abundance and density of Central Purcell, South Purcell, Yahk, and South Selkirk Grizzly Bear Population Units in southeast British Columbia, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Nelson (Colombie-Britannique), 30 p.

Proctor, M., D. Paetkau, B.N. McLellan, G.B. Stenhouse, K.C. Kendall, R.D. Mace, W.F. Kasworm, C. Servheen, C.L. Lausen, M.L. Gibeau, W.L. Wakkinen, M.A. Haroldson, G. Mowat, C.D. Apps, L.M. Ciarniello, R.M.R. Barclay, M.S. Boyce, C.C. Schwartz et C. Strobeck. 2012. Population fragmentation and inter-ecosystem movements of Grizzly Bears in western Canada and the Northern United States, *Wildlife Monographs* 180:1–46; 2012.

Province of British Columbia. 1995. Conservation of grizzly bears in British Columbia: background report, Ministry of Environment, Lands and Parks de la Colombie-Britannique, Victoria, 70 p.

Rausch, R.L. 1963. Geographic variation in size of North American brown bears, *Ursus arctos* L., as indicated by condylobasal length, *Canadian Journal of Zoology* 41:33-45.

Rockwell, D. 1991. Giving voice to bear: North American Indian rituals, myths, and images of the bear, Roberts Reinhart Publications, Niwot (Colorado), ÉTATS-UNIS, 224 p.

Rockwell, R., L. Gormezano et D. Hedman. 2008. Grizzly Bears, *Ursus arctos,* in Wapusk National Park, Northeastern Manitoba, *Canadian Field-Naturalist* 122:323-326.

Rode, K.D., et C.T. Robbins. 2000. Why bears consume mixed diets during fruit abundance, *Canadian Journal of Zoology* 78:1640-1645.

Rode, K.D., C.T. Robbins et L.A. Shipley. 2001. Constraints on herbivory by grizzly bears, *Oecologia* 128:62-71.

Roever, C., M.S. Boyce et G.B. Stenhouse. 2008a. Grizzly bears and forestry I: Road vegetation and placement as an attractant to grizzly bears, *Forest Ecology and Management* 256:1253–1261.

Roever, C., M.S. Boyce et G.B. Stenhouse. 2008b. Grizzly bears and forestry II: Grizzly bear habitat selection and conflicts with road placement, *Forest Ecology and Management* 256:1262–1269.

Roever, C., M.S. Boyce et G.B. Stenhouse. 2010. Grizzly bear movements relative to roads: application of step selection functions, *Ecography* 33: (early view, doi: 10.1111/j.1600-0587.2010.06077.x).

Ross, P.I., G.E. Hornbeck et B.L. Horejsi. 1988. Late denning black bears killed by grizzly bear, *Journal of Mammalogy* 69:818-820.

Ryan, C. 1981. Trichinosis from frozen grizzly bear meat, Proceedings of 5th International Symposium on Circumpolar Health, Copenhague, du 9 au 13 août 1981, B. Harvald et J.P.H. Hansen (éd.), Nordic Council for Arctic Medical Research Report, 33, 1981, p. 442–445.

Savard, R. 1985. *La voix des autres,* Montréal, Éditions de l'Hexagone.

Savard, R. 2004. *La forêt vive: Récits foundateurs du peuple Innu,* Montréal, Boréal.

Schirokauer, D.W., et H.M. Boyd. 1998. Bear-human conflict management in Denali National Park and Preserve, 1982-94, *Ursus* 10:395-403.

Schwartz, C.C., S.D. Miller et M.A. Haroldson. 2003a. Grizzly bear, *in* G.A. Feldhamer, B.C. Thompson et J.A. Chapman (éd.), *Wild mammals of North America: biology, management, and conservation*, Johns Hopkins University Press, Baltimore (Maryland), ÉTATS-UNIS, p. 556-586.

Schwartz, C.C., K.A. Keating, H.V. Reynolds, III, V.G. Barnes fils., R.A. Sellers, J.E. Swenson, S.D. Miller, B.N. McLellan, J. Keay, R. McCann, M. Gibeau, W.F. Wakkinen, R.D. Mace, W. Kasworm, R. Smith et S. Herrero. 2003b. Reproductive maturation and senescence in the female brown bear, *Ursus* 14:109-119.

Servheen, C. 1990. The status and conservation of the bears of the world, International Conference on Bear Research and Management, Monograph Series No. 2, 32 p.

Servheen, C. 1999a. Status and management of the grizzly bear in the lower 48 United States, pages 50-54, *in* C. Servheen, S. Herrero et B. Peyton (compilateurs), Bears. Status survey and conservation action plan, IUCN/SSC Bear and Polar Bear Specialist Groups, IUCN, Gland (SUISSE) et Cambridge (ROYAUME-UNI).

Servheen, C. 1999b. The trade in bears and bear parts, pages 33-38, *in* C. Servheen, S. Herrero et B. Peyton (compilateurs), Bears. Status survey and conservation action plan, IUCN/SSC Bear and Polar Bear Specialist Groups, IUCN, Gland (SUISSE) et Cambridge (ROYAUME-UNI).

Servheen, C., et R.R. Knight. 1993. Possible effects of a restored gray wolf population on grizzly bears in the Greater Yellowstone area, pages 28-37, *in* R.S. Cook (éd.), Ecological issues on reintroducing wolves into Yellowstone National Park, Scientific Monograph NPS/NRYELL/NRSM-93/22, U.S. Department of the Interior, National Parks Service, Denver (Colorado).

Shaw, J., B. Benn et C. Lambert. 2005. Dall's sheep local knowledge study, Gwich'in Renewable Resource Board Report 05-02.

Shepard, P., et B. Sanders. 1985. The sacred paw: the bear in nature, myth and literature, Viking Penguin Press, Inc., New York (New York), ÉTATS-UNIS, 244 p.

Shuswap Indian Band. 2008. Our People Between the Two Mountain Ranges: Shuswap Indian Band Traditional Land Use Study, Fish Creek Press, Calgary (Alberta), 224 p.

Slater G.J., B. Figueirido, L. Louis, P. Yang et B. Van Valkenburgh. 2010. Biomechanical Consequences of Rapid Evolution in the Polar Bear Lineage, *PLoS ONE* 5(11): e13870. doi:10.1371/journal.pone.0013870.

Slavik, D. 2010 Inuvialuit Knowledge of Nanuq: Community and Traditional Knowledge of Polar Bear in the Inuvialuit Settlement Region, WMAC – NS et Whitehorse (Yukon), 72 p, disponible à l'adresse : http://www.wmacns.ca/pdfs/303_PolarBearTK%20WEB.pdf (en anglais seulement).

Spiess, A. 1976. Labrador grizzly (*Ursus arctos* L.): First skeletal evidence, *Journal of Mammalogy* 57:787-790.

Spiess, A., et S. Cox. 1976. Discovery of the skull of a grizzly bear in Labrador, *Arctic* 29:194-200.

St'at'imc Land and Resource Authority. 2004. Nxekmenlhkalha lti tmicwa. St'at'imc Preliminary Draft Land Use Plan, Part 1, St'at'imc Land and Resource Authority, Lillooet (Colombie-Britannique), 26 p.

Stronen, A.V. 2000. Habitat selection and calf survival in the Telkwa Caribou herd, British Columbia 1997–2000, University of Calgary, Calgary (Alberta).

Strong, W. 1930. Notes on mammals of the Labrador interior, *Journal of Mammalogy* 11:1–10.

Stumpf-Allen, R.C.G., B.L. Mcfarlane et D.O. Watson. 2004. Managing for grizzly bears in the Foothills Model Forest: A survey of local and Edmonton residents, Foothills Model Forest, Hinton (Alberta).

Swenson, J.E., F. Sandegren, S. Brunberg et P. Wabakken. 1997. Winter den abandonment by brown bears *Ursus arctos*: causes and consequences, *Wildlife Biology* 3:35-38.

Talbot, S.L., et G.F. Shields. 1996a. A phylogeny of the bears (*Ursidae*) inferred from complete sequences of three mitochondrial genes, *Mol. Phyl. Evol.* 5:567-575.

Talbot, S.L., et G.F. Shields. 1996b. Phylogeography of brown bears (*Ursus arctos*) of Alaska and paraphyly within the Ursidae, *Mol. Phyl. Evol.* 5:477-494.

Tardif, L.-P. and Associates. 2003. Collisions involving motor vehicles and large animals in Canada, rapport final présenté à la Direction générale de la sécurité routière de Transports Canada, L.-P. Tardif and Associates Inc., Nepean (Ontario), Canada.

Theberge, J., et S. Stevens. 2005. Comparison of results regarding resource selection models for female grizzly bears in the eastern slopes based on coarse-filter and fine-filter approaches, pages 178-180, *in* S. Herrero (éd.), Biology, demography, ecology and management of grizzly bears in and around Banff National Park and Kananaskis Country, The final report of the Eastern Slopes Grizzly Bear Project, Faculty of Environmental Design, University of Calgary (Alberta), CANADA.

Theberge, J., S. Herrero et S. Jevons. 2005. Resource selection by female grizzly bears with consideration to heterogeneous landscape pattern and scale, pages 161-177, *in* S. Herrero (éd.), Biology, demography, ecology and management of grizzly bears in and around Banff National Park and Kananaskis Country, The final report of the Eastern Slopes Grizzly Bear Project, Faculty of Environmental Design, University of Calgary, Calgary (Alberta), CANADA.

Thorpe, N.L. 2000. Contributions of Inuit ecological knowledge to understanding the impacts of climate change on the Bathurst Caribou Herd in the Kitikmeot Region, Nunavut, Simon Fraser University.

U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS). 1993. Grizzly bear recovery plan, Missoula (Montana), 181 p.

U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS). 2011. disponible à l'adresse : http://www.fws.gov/mountain-prairie/species/mammals/grizzly/ (en anglais seulement)

Van Daele, L.J., V.G. Barnes fils et R.B. Smith. 1990. Denning characteristics of brown bears on Kodiak Island, Alaska, International Conference on Bear Research and Management 8:257-267.

Veitch, A.M., et F.H. Harrington. 1996. Brown bears, black bears, and humans in northern Labrador: An historical perspective and outlook to the future, *Journal of Wildlife Research* 1:245–250.

Vroom, G.W., S. Herrero et R.T. Ogilvie. 1980. The ecology of winter den sites of grizzly bears in Banff National Park, Alberta, International Conference on Bear Research and Management 3:321-330.

Waits, L.P., S.L. Talbot, R.H. Ward et G.F. Shields. 1998. Mitochondrial DNA phylogeography of the North American brown bear and implications for conservation, *Conservation Biology* 12:408-417.

Wakkinen, W.L., et W.F. Kasworm. 2004. Demographics and population trends of grizzly bears in the Cabinet-Yaak and Selkirk ecosystems of British Columbia, Idaho, Montana, and Washington, *Ursus* 15. Workshop Supplement: 65-75.

Waller, J.S., et C. Servheen. 2005. Effects of transportation infrastructure on grizzly bears in Northwestern Montana, *Journal of Wildlife Management* 69:985-1000.

Weaver, J.L., P.C. Paquet et L.F. Ruggiero. 1996. Resilience and conservation of large carnivores in the Rocky Mountains, *Conservation Biology* 10:964-976.

Weigl, R. 2005. Longevity of mammals in captivity; from the living collections of the world, *Kleine Senckenberg-Reihe* 48, Stuttgart (ALLEMAGNE), p. 111-112.

Westfall, J., et T. Ebata. 2009. 2008 summary of forest health condition in British Columbia, Pest Management Report 15, Ministry of Forests and Range, Forest Practices Branch de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), 85 p.

White, D. fils, J.G. Berardinelli et K.E. Aune. 1998. Reproductive characteristics of the male grizzly bear in the continental United States, *Ursus* 10:497-501.

White, D. fils, J.G. Berardinelli et K.E. Aune. 2005. Age variation in gross and histological characteristics of the testis and epididymis in grizzly bears, *Ursus* 16:190-197.

Wielgus, R.B., et F.L. Bunnell. 1994. Dynamics of a small, hunted brown bear *Ursus arctos* population in southwestern Alberta, Canada, *Biological Conservation* 67:161-166.

Wielgus, R.B., et F.L. Bunnell. 1995. Tests of hypotheses of sexual segregation in grizzly bears, *Journal of Wildlife Management* 59:552-560.

Wielgus, R.B., et F.L. Bunnell. 2000. Possible negative effects of adult male mortality on female grizzly bear reproduction, *Biological Conservation* 93:145-154.

Wielgus, R.B., F.L. Bunnell, W.L. Wakkinen et P.E. Zager. 1994. Population dynamics of Selkirk Mountain grizzly bears, *Journal of Wildlife Management* 58:266-272.

Wiken, E.B. 1986. Les écozones terrestres du Canada, Série de la classification écologique du territoire, n° 19, Direction générale des terres, Environnement Canada, 26 p.

Wildlife Management Advisory Council (North Slope) et Aklavik Hunters and Trappers Committee. 2003. Aklavik Inuvialuit describe the status of certain birds and animals on the Yukon North Slope, Whitehorse (Yukon) et Aklavik (Territoires du Nord-Ouest).

Wildlife Management Advisory Council (North Slope) et Aklavik Hunters and Trappers Committee. 2008. Aklavik local and traditional knowledge about grizzly bears of the Yukon North Slope: Final Report, Whitehorse (Yukon), Wildlife Management Advisory Council (North Slope), 44 p.

Woods, J.G., B.N. McLellan, D. Paetkau, M. Proctor et C. Strobeck. 1997. West slopes bear research project, Second progress report, Parcs Canada, Revelstoke (Colombie-Britannique).

Woods, J.G., D. Paetkau, D. Lewis, B.N. McLellan, M. Proctor et C. Strobeck. 1999. Genetic tagging of free-ranging black and brown bears, Wildlife Society Bulletin 27:616-627.

Wright, B. 1962. Wildlife sketches, Fredericton: Brunswick Press.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT

M. Philip D. McLoughlin est professeur agrégé de biologie au département de biologie de l'Université de la Saskatchewan (University of Saskatchewan), à Saskatoon, au Canada. En ce qui concerne le grizzli, Philip s'intéresse principalement à la conservation, à l'analyse de la démographie et de la viabilité des populations, à la sélection de l'habitat ainsi qu'au rôle des prises et des prises sélectives en fonction du sexe dans la gestion des populations. Il a publié de nombreux articles sur l'écologie du grizzli, de l'ours blanc et de plusieurs espèces d'ongulés. Philip habite à Warman, en Saskatchewan, avec sa conjointe Tamara.

Coordonnées :

Philip D. McLoughlin
Département de biologie
Université de la Saskatchewan
112 Science Place
Saskatoon (Saskatchewan) S7N 5E2 CANADA
Tél. : 306-966-4451; téléc. : 306-966-4461
Courriel : philip.mcloughlin@usask.ca (en anglais seulement)
Site Web du laboratoire : http://mcloughlinlab.ca/lab/

Annexe 1. TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	OURS GRIZZLI (*Ursus arctos*)

Guide pour le calcul de l'impact global des menaces :

Valeur d'impact des catégories de menaces de niveau 1			
Impact des menaces		**Maximum**	**Minimum**
A	Très élevé	0	0
B	Élevé	0	0
C	Moyen	2	0
D	Faible	6	8
Impact global des menaces calculé :		Élevé	Moyen

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Durée	Commentaires
1	Aménagement résidentiel et commercial	D	Faible	Faible (1-10 %)	Extrême – Élevée (31-100%)	Longue (continue)	
1.1	Habitations et zones urbaines	D	Faible	Faible (1-10 %)	Extrême – Élevée (31-100%)	Longue (continue)	
1.2	Zones commerciales et industrielles		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)		
1.3	Tourisme et espaces récréatifs		Négligeable	Faible (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Longue (continue)	
2	Agriculture et aquaculture	D	Faible	Faible (1-10 %)	Extrême (71-100 %)	Moyenne (probablement à court terme, < 10 ans ou 3 générations)	
2.1	Cultures annuelles et pluriannuelles de produits autres que le bois	D	Faible	Faible (1-10 %)	Extrême (71-100 %)	Moyenne (probablement à court terme, < 10 ans ou 3 générations)	
2.3	Élevage et élevage à grande échelle	D	Faible	Faible (1-10 %)	Extrême (71-100 %)	Moyenne (probablement à court terme, < 10 ans ou 3 générations)	
3	Production d'énergie et exploitation minière	CD	Moyen - Faible	Restreinte – Faible (1-30 %)	Extrême (71-100 %)	Longue (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Durée	Commentaires
3.1	Forage pétrolier et gazier	CD	Moyen - Faible	Restreinte – Faible 1-30 %)	Extrême (71-100 %)	Longue (continue)	
3.2	Exploitation de mines et de carrières	D	Faible	Restreinte – Faible 1-30 %)	Moyenne – Faible (1-30 %)	Longue – Moyenne	Les exploitations minières individuelles ne devraient pas avoir un effet aussi important que le développement énergétique, compte tenu de l'isolement relatif des sites miniers dans lesquels la chasse fait l'objet d'une gestion et peut même attirer les ours. Cependant, compte tenu des plans d'exploitation minière dans une grande partie du nord de l'aire de répartition du grizzli, la perspective d'effets cumulatifs importants (du point de vue de l'accès et des besoins énergétiques) d'ici 10 ans est réelle.
4	Couloirs de transport et de services	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Moyenne (11-30 %)	Longue (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Moyenne (11-30 %)	Longue (continue)	
4.2	Lignes de services publics	D	Faible	Faible (1-10 %)	Moyenne (11-30 %)	Longue (continue)	
5	Utilisation des ressources biologiques	CD	Moyen – Faible	Élevée (31-70 %)	Moyenne – Faible (1-30 %)	Longue (continue)	
5.1	Chasse et prélèvement d'animaux terrestres	CD	Moyen – Faible	Élevée (31-70 %)	Moyenne – Faible (1-30 %)	Longue (continue)	
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Faible (1-10 %)	Longue (continue)	
5.4	Pêche et récolte des ressources aquatiques	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Moyenne (11-30 %)	Longue (continue)	Important, compte tenu de l'importance du saumon, particulièrement pour les populations côtières. La menace pour le grizzli qui est évaluée est le déclin du saumon, qui pourrait ou non être attribuable à la surpêche. Le saumon n'est pas compté en double ailleurs.
6	Intrusions et perturbations humaines	D	Faible	Faible (1-10 %)	Faible (1-10 %)	Longue (continue)	
6.1	Activités récréatives	D	Faible	Faible (1-10 %)	Faible (1-10 %)	Longue (continue)	Sports de montagne
7	Modification du système naturel		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Longue (continue)	
7.1	Incendies et lutte contre les incendies		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Longue (continue)	
7.2	Barrages, gestion et utilisation de l'eau		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Longue - Moyenne	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Durée	Commentaires
8	Espèces et gènes envahissants ou problématiques	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Faible (1-10 %)	Longue (continue)	
8.2	Espèces indigènes problématiques	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Faible (1-10 %)	Longue (continue)	Insectes ravageurs forestiers (qui sont tous des espèces indigènes) et ours noirs concurrents
9	Pollution						
9.5	Polluants atmosphériques		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Longue (continue)	Contaminants de l'environnement
11	Changement climatique et phénomènes météorologiques violents	D	Faible	Restreinte – Faible (1-30 %)	Moyenne – Faible (1-30 %)	Moyenne – Négligeable	
11.1	Déplacement et modification de l'habitat		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Longue (continue)	Les modifications de l'habitat découlant du changement climatique sont inconnues et pourraient être favorables ou défavorables au grizzli selon l'emplacement dans son aire de répartition.